Numéro 9, Hiver 2003
Édition et production: Judith Kennedy
Remerciements spéciaux à : David Kirk

TENDANCES CHEZ LES OISEAUX

© Ellaine M. Dickson

Résultats des études ornithologiques nationales et régionales au Canada

Même si les rapaces sont parmi les plus gros oiseaux terrestres, l'étude de ces oiseaux n'est pas chose facile. Il existe toujours un manque de données de base sur la taille et les tendances des populations pour la plupart des espèces. Bien que des études aient eu lieu partout au Canada, il n'existe pas de programme coordonné à l'échelle nationale pour surveiller les populations de rapaces, en grande partie parce que ce groupe d'oiseaux relève de compétence provinciale au Canada. Des initiatives visant à améliorer la surveillance des rapaces sont en cours, mais jusqu'à ce que ce regain d'activité ait produit suffisamment de données, une bonne partie de notre information sur les rapaces continuera à provenir des travaux sur les espèces en péril. Le présent numéro de *Tendances chez les oiseaux* résume certaines études récentes sur ce groupe d'oiseaux, mais de nombreuses questions sur la situation des rapaces au Canada demeurent, pour le moment, sans réponse.

À l'intérieur :

Tendances démographiques chez les rapaces 9
Rapaces en péril 12
Comptes-rendus des espèces 17
Surveillance des strigidés 42
Situation des Faucons pèlerins 55
Liste de programmes bénévoles 70

Tendances chez les oiseaux **est disponible électroniquement à l'adresse : http://www.cws-scf.ec.gc.ca/birds/news/index_f.cfm**

Vue d'ensemble de la situation et de la conservation des rapaces au Canada

✠ David A. Kirk, Aquila Applied Ecologists, C.P. 87, Carlsbad Springs (Ontario) K0A 1K0, David.Kirk1@sympatico.ca

Introduction

L'activité anthropique a des incidences de plus en plus complexes sur les écosystèmes, dont les effets sont souvent cumulatifs. L'urbanisation, l'exploitation forestière, l'agriculture et le secteur de l'énergie conduisent à des réductions ou à une fragmentation de certains types d'habitats et à des modifications concomitantes de la biodiversité. De plus, les changements climatiques mondiaux récents influencent la reproduction de certaines espèces d'oiseaux (p. ex. migration printanière – Bradley et coll., 1999, ou dates de ponte – Brown et coll., 1999, plus précoces), et on prévoit qu'ils auront des effets profonds et de grande portée, en particulier dans les pays septentrionaux, comme le Canada (Hughs, 2000). Les modifications de l'environnement sont si considérables qu'il est désormais nécessaire de mesurer leurs incidences sur la biodiversité à l'échelle régionale ou même à celle des continents.

L'utilité des rapaces comme « indicateurs » de la santé de l'environnement a été découverte (Caro et O'Doherty, 1999) pendant les années 1960. La recherche sur les déclins radicaux de populations de rapaces qui se nourrissent d'oiseaux et de poissons, comme le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) et le Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*), a révélé que l'amincissement des coquilles et l'échec de la reproduction étaient provoqués par des pesticides organochlorés. Bien que la plupart des populations de rapaces se soient récemment remises de ces déclins (p. ex. les populations de Balbuzards pêcheurs de la région des Grands Lacs se sont rétablies de façon spectaculaire; Kirk et Hyslop, 1998), ce groupe demeure vulnérable aux menaces environnementales contemporaines, comme la perte et la fragmentation de l'habitat, et le changement climatique. Parce que les rapaces vivent longtemps et qu'ils ont besoin de beaucoup d'espace, les effets de ces changements à grande échelle sur leur reproduction et leur occupation du territoire constitue peut-être une bonne mesure de ces changements (Newton, 1979). Ce qui presse le plus pour ce groupe d'oiseaux, c'est peut-être d'effectuer des recherches pour déterminer la signification de ces modifications à l'échelle du paysage et les moyens d'atténuer les effets nuisibles.

Numéro 9, Hiver 2003
Édition et production: Judith Kennedy
Remerciements spéciaux à : David Kirk

TENDANCES CHEZ LES OISEAUX

© Elaine M. Dickson

Résultats des études ornithologiques nationales et régionales au Canada

Même si les rapaces sont parmi les plus gros oiseaux terrestres, l'étude de ces oiseaux n'est pas chose facile. Il existe toujours un manque de données de base sur la taille et les tendances des populations pour la plupart des espèces. Bien que des études aient eu lieu partout au Canada, il n'existe pas de programme coordonné à l'échelle nationale pour surveiller les populations de rapaces, en grande partie parce que ce groupe d'oiseaux relève de compétence provinciale au Canada. Des initiatives visant à améliorer la surveillance des rapaces sont en cours, mais jusqu'à ce que ce regain d'activité ait produit suffisamment de données, une bonne partie de notre information sur les rapaces continuera à provenir des travaux sur les espèces en péril. Le présent numéro de *Tendances chez les oiseaux* résume certaines études récentes sur ce groupe d'oiseaux, mais de nombreuses questions sur la situation des rapaces au Canada demeurent, pour le moment, sans réponse.

À l'intérieur :

Tendances démographiques chez les rapaces 9
Rapaces en péril 12
Comptes-rendus des espèces 17
Surveillance des strigidés 42
Situation des Faucons pèlerins 55
Liste de programmes bénévoles 70

***Tendances chez les oiseaux* est disponible électroniquement à l'adresse : http://www.cws-scf.ec.gc.ca/birds/news/index_f.cfm**

Vue d'ensemble de la situation et de la conservation des rapaces au Canada

David A. Kirk, Aquila Applied Ecologists, C.P. 87, Carlsbad Springs (Ontario) K0A 1K0, David.Kirk1@sympatico.ca

Introduction

L'activité anthropique a des incidences de plus en plus complexes sur les écosystèmes, dont les effets sont souvent cumulatifs. L'urbanisation, l'exploitation forestière, l'agriculture et le secteur de l'énergie conduisent à des réductions ou à une fragmentation de certains types d'habitats et à des modifications concomitantes de la biodiversité. De plus, les changements climatiques mondiaux récents influencent la reproduction de certaines espèces d'oiseaux (p. ex. migration printanière – Bradley et coll., 1999, ou dates de ponte – Brown et coll., 1999, plus précoces), et on prévoit qu'ils auront des effets profonds et de grande portée, en particulier dans les pays septentrionaux, comme le Canada (Hughs, 2000). Les modifications de l'environnement sont si considérables qu'il est désormais nécessaire de mesurer leurs incidences sur la biodiversité à l'échelle régionale ou même à celle des continents.

L'utilité des rapaces comme « indicateurs » de la santé de l'environnement a été découverte (Caro et O'Doherty, 1999) pendant les années 1960. La recherche sur les déclins radicaux de populations de rapaces qui se nourrissent d'oiseaux et de poissons, comme le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) et le Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*), a révélé que l'amincissement des coquilles et l'échec de la reproduction étaient provoqués par des pesticides organochlorés. Bien que la plupart des populations de rapaces se soient récemment remises de ces déclins (p. ex. les populations de Balbuzards pêcheurs de la région des Grands Lacs se sont rétablies de façon spectaculaire; Kirk et Hyslop, 1998), ce groupe demeure vulnérable aux menaces environnementales contemporaines, comme la perte et la fragmentation de l'habitat, et le changement climatique. Parce que les rapaces vivent longtemps et qu'ils ont besoin de beaucoup d'espace, les effets de ces changements à grande échelle sur leur reproduction et leur occupation du territoire constitue peut-être une bonne mesure de ces changements (Newton, 1979). Ce qui presse le plus pour ce groupe d'oiseaux, c'est peut-être d'effectuer des recherches pour déterminer la signification de ces modifications à l'échelle du paysage et les moyens d'atténuer les effets nuisibles.

Surveillance des rapaces

Parce que l'information dont nous disposons sur les tendances démographiques des rapaces est incomplète, une initiative visant à déterminer quelles sont les meilleures techniques et les méthodes les plus efficaces pour la surveillance à long terme de ce groupe d'espèces est en cours. Connu sous le nom de North American Raptor Monitoring Strategy, cette stratégie est constituée de comptes rendus portant sur des espèces individuelles, dans lesquels on évalue l'efficacité des méthodes actuelles de surveillance, dans différentes régions géographiques et au cours de différentes saisons, et recommande des améliorations générales et précises à apporter à la conception des études, à l'échantillonnage et à l'analyse des données. En bout de ligne, la stratégie apportera des fondements scientifiques et statistiques solides à la surveillance des populations de rapaces fondés sur des renseignements complets et à jour. Un protocole national de surveillance des strigidés qui permet d'uniformiser la méthodologie et d'effectuer des comparaisons entre les régions et les relevés a aussi été élaboré récemment (voir Takats Priestley, p. 42).

Les résumés d'études effectuées partout au Canada montrent que nous en savons plus sur les tendances démographiques des espèces de rapaces habituellement associées aux habitats ouverts que sur les autres (voir Kirk et Hyslop, 1998). En fait, certaines espèces ont été qualifiées de « fantômes de la forêt » (p. ex. les autours et les éperviers, ou les buses sylvicoles). Ce sont des oiseaux discrets ou nocturnes, dont les densités sont faibles et/ou qui se trouvent dans des régions éloignées et inaccessibles (p. ex. le Nord de la forêt boréale). Même pour certaines des espèces les plus étudiées, évaluer les changements démographiques est une tâche remplie de difficultés, parce que les proies et les cycles démographiques varient selon les régions, ce qui influence la densité de la reproduction et le nombre d'individus et leurs déplacements (voir Doyle, p. 25 et Sherrington, p. 35). Ces différences géographiques marquées de l'écologie signifient que nous ne pouvons pas toujours extrapoler et appliquer ce que nous savons d'une population dans une région à une autre, dans une autre région.

Pour ces raisons, il est essentiel que les données recueillies sur les rapaces soient à la fois à long terme et à échelles multiples. Il est de toute première importance de partager des données, afin que plusieurs ensembles de données puissent être examinés à différentes échelles. Chez les gros oiseaux, comme les rapaces, les niveaux de population fluctuent en général, ce qui signifie que nous devons connaître l'amplitude « naturelle » entre les sommets et les creux. Par exemple, la réduction récente et considérable de la productivité dans certaines populations du Nord de Faucons pèlerins (voir Mossop, p. 66 et Brazil, p. 59) ou les déclins récents de la productivité de la Buse rouilleuse (*Buteo regalis*) (voir Stepnisky et coll., p. 32) sont peut-être un exemple d'un cycle démographique « naturel », ou peut être un présage de quelque chose de plus alarmant : un déclin à long terme de la population. Cependant, chez des espèces qui vivent longtemps, la diminution de la productivité ne se traduit pas nécessairement par un déclin de la population.

Peu d'analyses statistiques rigoureuses ont été effectuées à partir des données du dénombrement de la migration des Accipitridés ou du Relevé des hiboux nocturnes, en grande partie parce que ces

Apprenez plus au sujet de la North American Raptor Monitoring Strategy à : http://srfs.boisestate.edu/narms1.htm [anglais seulement].

Figure 1. Régions des conservation des oiseaux au Canada.

programmes n'ont pas encore recueilli une série chronologique de données suffisante pour l'analyse. Nous constatons toujours une absence de données sur bon nombre d'espèces ayant une aire de répartition très étendue et qui sont caractéristiques de l'habitat au Canada (p. ex. la Nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*), et l'Autour des palombes). Historiquement, il a été difficile d'obtenir du financement et des engagements à long terme pour dénombrer les rapaces dans les régions éloignées, ce qui nuit à l'élaboration de programmes efficaces de surveillance. Grâce à l'Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord (voir http://www.cws-scf.ec.gc.ca/birds/nabci_f.cfm), nous pourrons peut-être combler certains des besoins actuels en matière de surveillance, de recherche et de conservation améliorées des rapaces.

Conservation des rapaces

De nos jours, la biologie de la conservation ne se préoccupe pas tant de la conservation d'espèces particulières que de la conservation de biocénoses et des écosystèmes dont elles dépendent (Simberloff, 1998). Le mécanisme d'évaluation des espèces de Partenaires d'envol (PE) est une façon de déterminer quels sont les habitats et les séries d'espèces d'oiseaux ayant besoin de conservation. En attribuant une note à sept critères nous pouvons déterminer quelles espèces ont un besoin immédiat de mesures de conservation et celles pour lesquelles il faut effectuer des recherches ou des activités de surveillance supplémentaires. Cette démarche nous permettra de commencer la conservation *avant que* les espèces ne soient en danger grave. Le but de Partenaires d'envol, c'est de nous aider à maintenir une diversité représentative de l'avifaune dans toutes les écorégions du Canada, y compris des espèces dont le Canada renferme la plus grande partie de la population ou de l'habitat. Cela englobe de nombreuses espèces arctiques et boréales de rapaces, comme le Faucon gerfaut (*Falco rusticolus*), le Faucon pèlerin, *toundra* (*F. p. tundrius*), le Harfang des neiges (*Nyctea scandiaca*), la Chouette épervière (*Surnia ulula*) et la Nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*), pour lesquelles nous connaissons peu les tendances démographiques. Plus de

Tableau 1. La liste préliminaire de rapaces dont la situation pourrait s'avérer préoccupant pour les régions de conservation des oiseaux au Canada selon le processus d'évaluation des espèces de Partenaires d'envol.

Espèces	RCO3	RCO4	RCO5	RCO6	RCO9	RCO10	RCO11	RCO12	RCO13	RCO14	Nombre de RCO
Pygargue à tête blanche			X								1
Busard Saint-Martin				X	X		X	X	X		5
Épervier brun				X					X		2
Épervier de Cooper			X								1
Autour des palombes		X		X		X					3
Buse de Swainson				X	X	X	X				4
Buse rouilleuse					X	X	X				3
Aigle royal					X						1
Crécerelle d'Amérique									X		1
Faucon émerillon				X							1
Faucon pèlerin	X		X	X	X		X	X			6
Faucon gerfaut	X	X				X					3
Faucon des prairies					X	X					2
Petit-duc nain			X		X	X					3
Petit-duc des montagnes			X								1
Harfang des neiges	X										1
Chouette épervière				X							1
Chevêchette naine			X								1
Chevêche des terriers							X				1
Chouette tachetée			X		X						2
Hibou des marais	X	X		X	X	X	X		X	X	6
Nyctale de Tengmalm		X									1

N.-B. – Les RCO 7 et 8 ne comptaient aucun rapace dont les notes sont élevées, mais cela est probablement attribuable à un manque de données ou à des évaluations incomplètes dans ces régions.

RCO 3 = Plaine et cordillère arctiques
RCO 4 = Forêt intérieure du Nord-Ouest
RCO 5 = Forêt pluviale du Nord du Pacifique
RCO 6 = Plaines de la taïga boréale
RCO 7 = Taïga du Bouclier et plaine hudsonienne
RCO 8 = Forêt confinienne boréale
RCO 9 = Grand Bassin
RCO 10 = Rocheuses du Nord
RCO 11 = Cuvettes des Prairies
RCO 12 = Forêt mixte boréale
RCO 13 = Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié
RCO 14 = Forêt septentrionale de l'Atlantique

Surveillance des rapaces

Parce que l'information dont nous disposons sur les tendances démographiques des rapaces est incomplète, une initiative visant à déterminer quelles sont les meilleures techniques et les méthodes les plus efficaces pour la surveillance à long terme de ce groupe d'espèces est en cours. Connu sous le nom de North American Raptor Monitoring Strategy, cette stratégie est constituée de comptes rendus portant sur des espèces individuelles, dans lesquels on évalue l'efficacité des méthodes actuelles de surveillance, dans différentes régions géographiques et au cours de différentes saisons, et recommande des améliorations générales et précises à apporter à la conception des études, à l'échantillonnage et à l'analyse des données. En bout de ligne, la stratégie apportera des fondements scientifiques et statistiques solides à la surveillance des populations de rapaces fondés sur des renseignements complets et à jour. Un protocole national de surveillance des strigidés qui permet d'uniformiser la méthodologie et d'effectuer des comparaisons entre les régions et les relevés a aussi été élaboré récemment (voir Takats Priestley, p. 42).

Les résumés d'études effectuées partout au Canada montrent que nous en savons plus sur les tendances démographiques des espèces de rapaces habituellement associées aux habitats ouverts que sur les autres (voir Kirk et Hyslop, 1998). En fait, certaines espèces ont été qualifiées de « fantômes de la forêt » (p. ex. les autours et les éperviers, ou les buses sylvicoles). Ce sont des oiseaux discrets ou nocturnes, dont les densités sont faibles et/ou qui se trouvent dans des régions éloignées et inaccessibles (p. ex. le Nord de la forêt boréale). Même pour certaines des espèces les plus étudiées, évaluer les changements démographiques est une tâche remplie de difficultés, parce que les proies et les cycles démographiques varient selon les régions, ce qui influence la densité de la reproduction et le nombre d'individus et leurs déplacements (voir Doyle, p. 25 et Sherrington, p. 35). Ces différences géographiques marquées de l'écologie signifient que nous ne pouvons pas toujours extrapoler et appliquer ce que nous savons d'une population dans une région à une autre, dans une autre région.

Pour ces raisons, il est essentiel que les données recueillies sur les rapaces soient à la fois à long terme et à échelles multiples. Il est de toute première importance de partager des données, afin que plusieurs ensembles de données puissent être examinés à différentes échelles. Chez les gros oiseaux, comme les rapaces, les niveaux de population fluctuent en général, ce qui signifie que nous devons connaître l'amplitude « naturelle » entre les sommets et les creux. Par exemple, la réduction récente et considérable de la productivité dans certaines populations du Nord de Faucons pèlerins (voir Mossop, p. 66 et Brazil, p. 59) ou les déclins récents de la productivité de la Buse rouilleuse (*Buteo regalis*) (voir Stepnisky et coll., p. 32) sont peut-être un exemple d'un cycle démographique « naturel », ou peut être un présage de quelque chose de plus alarmant : un déclin à long terme de la population. Cependant, chez des espèces qui vivent longtemps, la diminution de la productivité ne se traduit pas nécessairement par un déclin de la population.

Peu d'analyses statistiques rigoureuses ont été effectuées à partir des données du dénombrement de la migration des Accipitridés ou du Relevé des hiboux nocturnes, en grande partie parce que ces

Apprenez plus au sujet de la North American Raptor Monitoring Strategy à : http://srfs.boisestate.edu/narms1.htm [anglais seulement].

Figure 1. Régions des conservation des oiseaux au Canada.

programmes n'ont pas encore recueilli une série chronologique de données suffisante pour l'analyse. Nous constatons toujours une absence de données sur bon nombre d'espèces ayant une aire de répartition très étendue et qui sont caractéristiques de l'habitat au Canada (p. ex. la Nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus)*, et l'Autour des palombes). Historiquement, il a été difficile d'obtenir du financement et des engagements à long terme pour dénombrer les rapaces dans les régions éloignées, ce qui nuit à l'élaboration de programmes efficaces de surveillance. Grâce à l'Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord (voir http://www.cws-scf.ec.gc.ca/birds/nabci_f.cfm), nous pourrons peut-être combler certains des besoins actuels en matière de surveillance, de recherche et de conservation améliorées des rapaces.

Conservation des rapaces

De nos jours, la biologie de la conservation ne se préoccupe pas tant de la conservation d'espèces particulières que de la conservation de biocénoses et des écosystèmes dont elles dépendent (Simberloff, 1998). Le mécanisme d'évaluation des espèces de Partenaires d'envol (PE) est une façon de déterminer quels sont les habitats et les séries d'espèces d'oiseaux ayant besoin de conservation. En attribuant une note à sept critères nous pouvons déterminer quelles espèces ont un besoin immédiat de mesures de conservation et celles pour lesquelles il faut effectuer des recherches ou des activités de surveillance supplémentaires. Cette démarche nous permettra de commencer la conservation *avant* que les espèces ne soient en danger grave. Le but de Partenaires d'envol, c'est de nous aider à maintenir une diversité représentative de l'avifaune dans toutes les écorégions du Canada, y compris des espèces dont le Canada renferme la plus grande partie de la population ou de l'habitat. Cela englobe de nombreuses espèces arctiques et boréales de rapaces, comme le Faucon gerfaut (*Falco rusticolus*), le Faucon pèlerin, *toundra* (*F. p. tundrius*), le Harfang des neiges (*Nyctea scandiaca*), la Chouette épervière (*Surnia ulula*) et la Nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*), pour lesquelles nous connaissons peu les tendances démographiques. Plus de

Tableau 1. La liste préliminaire de rapaces dont la situation pourrait s'avérer préoccupant pour les régions de conservation des oiseaux au Canada selon le processus d'évaluation des espèces de Partenaires d'envol.

Espèces	RCO3	RCO4	RCO5	RCO6	RCO8	RCO10	RCO11	RCO12	RCO13	RCO14	Nombre de RCO
Pygargue à tête blanche			X								1
Busard Saint-Martin				X	X		X	X	X		5
Épervier brun				X					X		2
Épervier de Cooper			X								1
Autour des palombes		X		X		X					3
Buse de Swainson				X	X	X	X				4
Buse rouilleuse					X	X	X				3
Aigle royal					X						1
Crécerelle d'Amérique									X		1
Faucon émerillon				X							1
Faucon pèlerin	X		X	X	X		X	X			6
Faucon gerfaut	X	X				X					3
Faucon des prairies					X	X					2
Petit-duc nain			X		X	X					3
Petit-duc des montagnes			X								1
Harfang des neiges	X										1
Chouette épervière				X							1
Chevêchette naine			X								1
Chevêche des terriers							X				1
Chouette tachetée			X		X						2
Hibou des marais	X	X		X	X	X	X		X	X	8
Nyctale de Tengmalm		X									1

N.-B. – Les RCO 7 et 8 ne comptaient aucun rapace dont les notes sont élevées, mais cela est probablement attribuable à un manque de données ou à des évaluations incomplètes dans ces régions.

RCO 3 = Plaine et cordillère arctiques
RCO 4 = Forêt intérieure du Nord-Ouest
RCO 5 = Forêt pluviale du Nord du Pacifique
RCO 6 = Plaines de la taïga boréale
RCO 7 = Taïga du Bouclier et plaine hudsonienne
RCO 8 = Forêt continentale boréale
RCO 9 = Grand Bassin
RCO 10 = Rocheuses du Nord
RCO 11 = Cuvettes des Prairies
RCO 12 = Forêt mixte boréale
RCO 13 = Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Erie
RCO 14 = Forêt septentrionale de l'Atlantique

renseignement au mécanisme d'évaluation de PE est disponible (en anglais seulement) à : http://www.rmbo.org/pif/pifdb.html

Nous avons également besoin de programmes complets de surveillance qui nous aideront à déterminer si nos activités de conservation fonctionnent et nous rapprochent de nos objectifs démographiques. Ces objectifs doivent être fixés dans le contexte du paysage pour que nous puissions gérer les besoins en matière d'habitat contradictoires d'espèces prioritaires. Par exemple, la Chouette rayée (*Strix varia*) devient rare lorsque la forêt recouvre moins de 70 p. 100 environ du paysage, mais les rapaces qui se trouvent dans des paysages ouverts, comme le Busard Saint-Martin (*Circus cyaneus*) et la Crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*), disparaissent lorsque le couvert forestier s'étend sur plus de 50 p. 100 environ du paysage (Grossman et Hannon, 2001). Il sera difficile de conserver tous les rapaces du Canada, et nous devrons adapter notre démarche lorsque de nouveaux renseignements de surveillance et de recherche auront éclairé leur situation.

Résumés régionaux

Les résumés suivants visent à fournir un bref aperçu de la situation et des tendances démographiques des rapaces. Une liste de rapaces dont la situation pourrait s'avérer préoccupante a été tirée du processus d'évaluation des espèces de Partenaires d'envol (http://www.rmbo.org/pif/pifdb.html; anglais seulement) pour les régions de conservation des oiseaux (RCO; fig. 1). Bien que ce processus ne soit pas terminé, une liste préliminaire est présentée au tableau 1. Les détails précis relatifs à l'état de la conservation des rapaces au Canada seront incorporés dans la planification de la conservation des oiseaux terrestres de Partenaires d'Envol pour chaque RCO. .

Les résumés régionaux semblent indiquer que certaines populations de rapaces ne se portent peut-être pas aussi bien qu'on le pensait (Kirk et Hyslop, 1998). Le manque de données relatif à la réussite de la conservation des rapaces justifie l'adoption du principe de précaution lorsqu'il s'agit de la conservation des rapaces.

Colombie-Britannique et Yukon

Cette région inclut les RCO 3 (Plaine et cordillère arctiques), 4 (Forêt intérieure du Nord-Ouest), 5 (Forêt pluviale du Nord du Pacifique), 6 (Plaines de la taïga boréale), 9 (Grand Bassin) et 10 (Rocheuses du Nord).

L'activité anthropique qui touche probablement le plus les populations de rapaces dans la plus grande partie de cette région est la récolte du bois et, en particulier, la récolte des peuplements vieux dont de nombreuses espèces dépendent. Le déclin considérable de la population de Chouettes tachetées du Nord revêt une importance capitale; on estime maintenant qu'il ne reste que 25 couples en Colombie-Britannique, et le taux global de diminution a récemment été estimé à 44 p. 100, soit –6,85 p. 100 par année (Blackburn et coll., 2001). À moins que l'habitat essentiel occupé par les couples reproducteurs ne soit protégé, cette espèce est vouée à disparaître de la Colombie-Britannique d'ici quelques années. Le maximum historique dans cette province étant estimé à 500 couples, la disparition imminente de cette composante septentrionale représente une grosse perte pour la population de Chouettes tachetées.

À long terme, il est essentiel que les plans de gestion au niveau du paysage forestier visent à maintenir la biodiversité et à assurer l'existence de populations viables d'espèces sylvicoles préoccupantes comme l'Autour des palombes (voir Doyle, p. 23 et McClaren, p. 27) et le Petit-duc nain (voir van Woudenberg, p. 48) pour que leur nombre ne descende pas au niveau de population extrêmement faible et non viable qui est celui des Chouettes tachetées du Nord. Nous manquons toujours de données sur les exigences des rapaces sylvicoles aux échelles locale et du paysage, ce qui nous empêche de fournir aux gestionnaires forestiers les renseignements concrets dont ils ont besoin.

Un autre effet nuisible de l'activité anthropique dans cette région est l'introduction de mammifères prédateurs sur les îles situées au large de la côte ouest de la Colombie-Britannique (RCO 5) et des effets ultérieurs de ces derniers sur les populations de proies (p. ex. les oiseaux de mer dont se nourrit le Faucon pèlerin, *peulei* (*F. p. peulei*)). Plusieurs espèces sont préoccupantes parce qu'on en sait très peu

sur la situation de leur population et leurs tendances démographiques. On croit que la population de Petits-ducs des montagnes (*Otus kennicotti*) connaît un déclin. On sait peu de choses sur la situation de l'Autour des palombes des îles de la Reine-Charlotte (*A. g. laingi*) (voir McClaren, p. 27) ou de la population de Petites Nyctales des îles de la Reine-Charlotte (*Aegolius acadicus brooksi*). Il s'agit dans les deux cas de petites populations, et les deux sous-espèces dépendent pour leur survie de peuplements vieux ou matures. Le nombre de Faucons pèlerins, *pealei* (espèce inscrite comme « préoccupante » par le COSEPAC; voir Rothfels, p. 12) a également connu un déclin par rapport aux niveaux historiques.

Dans la partie méridionale de cette région, l'agriculture et l'urbanisation, ainsi que le développement industriel, peuvent représenter des menaces pour certaines populations de rapaces, tout en fournissant un habitat à d'autres.

Kindred Studio © CWS

Bien que les populations de rapaces de la partie septentrionale de cette région se trouvent loin de nombreuses activités anthropiques, elles restent peut-être vulnérables aux insecticides et aux modifications du climat. L'échec de la reproduction dans les populations du Nord de Faucons pèlerins dans le Yukon au cours des dernières années constitue peut-être un rappel de mauvais augure de ce que l'éloignement apparent ne protège pas les rapaces contre les influences anthropiques (voir Mossop, p. 66).

Territoires du Nord-Ouest et Nunavut

Cette région inclut les RCO 3 (Plaine et cordillère arctiques), 4 (Forêt intérieure du Nord-Ouest), 6 (Plaines de la taïga boréale) et 8 (Forêt coniférienne boréale).

Deux points sont importants au sujet de cette région : il s'agit de la région qui est la plus susceptible d'être touchée par le changement climatique et les contaminants atmosphériques (comme les polluants organiques persistants), et elle est importante à l'échelle mondiale pour les populations de rapaces. Le sondage au diamant et les activités pétrolières et gazières augmentent et peuvent menacer les populations de rapaces.

Bien que le présent numéro fournisse de l'information sur le Faucon pèlerin dans cette région (voir Carrière et coll., p. 60), l'Arctique compte de nombreuses autres espèces pour lesquelles la responsabilité des compétences est grande. Une forte proportion de la population mondiale ou de l'aire de répartition du Harfang des neiges, de la Buse pattue (*Buteo lagopus*) et du Faucon gerfaut se trouve ici.

Malheureusement, il existe très peu de données sur ces populations. La surveillance du Faucon gerfaut a cessé en raison du manque de fonds en cours. Les dénombrements des Accipitridés migrateurs fournissent des renseignements sur la Buse pattue; une mise à jour sera bientôt publiée sur les sites de surveillance de ces oiseaux dans l'Ouest (Jeff Smith comm. pers.; http://www.hawkwatch.org/). Parce que la densité de la nidification et de la reproduction de ces populations fluctue de manière cyclique en réaction à l'abondance des proies, il faut disposer de longues séries chronologiques de données et des analyses statistiques complexes pour interpréter la situation des populations. Certains des ensembles de données à long terme disponibles (p. ex. le Faucon gerfaut à Hope Bay et le Faucon pèlerin à Rankin Inlet) sont les produits secondaires d'études à court terme; bien que recueillir des données lorsque l'occasion se présente ait beaucoup contribué à notre connaissance de cette région, un programme cohérent de surveillance fournirait de meilleurs renseignements et améliorerait notre capacité de déceler les effets du changement climatique.

Provinces des Prairies

Terres herbeuses

Cette région correspond à la RCO 11 (Cuvettes des Prairies). La perte et la fragmentation de l'habitat des terres herbeuses indigènes des Prairies posent toujours des problèmes aux espèces de rapaces des prairies, une gestion spéciale est nécessaire pour assurer leur survie. L'agriculture à faibles intrants qui limite l'utilisation de fertilisants et de pesticides synthétiques (qui peuvent nuire aux rapaces et à leurs proies) peut réduire les menaces qui pèsent sur ces oiseaux. La promotion du maintien des habitats naturels (prairies indigènes, terres humides, bourbiers des prairies) pourrait aussi être bénéfique pour ces espèces.

Dans les Prairies, les populations de Buses à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) ont, par le passé, augmenté avec la plantation de brise-vent de trembles (Houston et Bechard, 1983), tandis que les populations de Buses rouilleuses (*Buteo regalis*) ont connu un déclin

en raison de la transformation de terres herbeuses indigènes en terres cultivées (Schmutz, 1989). La plantation d'arbres dans les Prairies a fourni des sites de nidification pour la Buse de Swainson (*Buteo swainsoni*), mais peut avoir fait augmenter la prédation des Chevêches des terriers, dont les populations ne sont peut-être plus viables (Holroyd et coll., 2001; voir Shyry, p. 50).

La productivité des populations de Buses de Swainson (*Buteo swainsoni*) a connu des déclins à long terme; de plus, à la fin des années 1990, la mortalité a été énorme chez cette espèce, victime, dans ses aires d'hivernage de l'Argentine, d'empoisonnement provoqué par les insecticides utilisés contre les sauterelles. Cette mortalité ajoute peut-être aux facteurs existant dans les aires de reproduction. Il n'est pas clair pourquoi (voir Schmutz et coll., 2001) les populations de Buses de Swainson ont connu des déclins dans les terres herbeuses, mais non dans les prairies-parcs (voir Houston, p. 30). Cependant, le combat de spermophiles de Richardson (*Spermophilus richardsonii*), une proie importante dans les deux régions, a connu un déclin radical dans la région des terres herbeuses, coïncidant avec l'ennuagement de l'agriculture, ainsi que les déclins qui se sont produits chez les autres oiseaux de terres herbeuses.

Forêt boréale

Cette région correspond à une partie de la RCO 6 (Plaines de la taïga boréale), ainsi qu'aux 7 (Taïga du Bouclier et plaine hudsonienne) et RCO 8 (Forêt continentale boréale). Les listes de rapaces et d'autres espèces paroliaires n'ont pas encore été faites pour les RCO 7 et 8.

Dans la forêt boréale, l'être humain influence les populations de rapaces de bien des façons, notamment par le changement climatique, la récolte du bois, le profil sismique et l'exploration pétrolière et gazière. L'être humain influence aussi les cycles du feu (par l'extinction) et la pullulation des insectes (par la modification des espèces d'arbres qui composent les forêts, ainsi que par la lutte directe contre les insectes).

Comme la région arctique, la forêt boréale a une importance à l'échelle mondiale. Le plus grand sujet de préoccupation pour la conservation des rapaces dans la forêt boréale est peut-être l'effet de la récolte du bois sur la composition des forêts, la structure des âges des arbres et le couvert forestier à l'échelle du paysage. Bien que certaines espèces utilisent beaucoup les endroits coupés à blanc pour se nourrir (p. ex. la Crécerelle d'Amérique et la Chouette épervière [*Surnia ulula*]; Duncan et Duncan, 1998), pour d'autres espèces, le déboisement signifie la perte d'un habitat. En général, la récolte du bois réduit la superficie globale des vieilles forêts mixtes, que préfèrent des oiseaux ayant besoin d'un habitat spécialisé comme la Chouette rayée (*Strix varia*) et la Nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*). Parce que la rotation est de 60 ans, ou moins, pour certaines espèces d'arbres, un déclin de l'âge moyen des peuplements forestiers pourrait se produire avec le temps. Pour certaines espèces, comme la Chouette rayée, les principaux arbres dans lesquels elles construisent leur nid (p. ex. le peuplier baumier [*Populus balsamifera*]) seront confinés dans le fond des petits cours d'eau, où la coupe est interdite actuellement en Alberta.

Les effets sur l'habitat de l'exploitation pétrolière et gazière, des perturbations créées par le tracé linéaire des routes, de la pression exercée par la chasse, de la foresterie et des loisirs augmentent dans la forêt boréale, ce qui peut avoir des répercussions sur les rapaces. Certaines espèces ont besoin d'une structure et d'une configuration particulières du paysage pour survivre; la Chouette lapone (*Strix nebulosa*) a besoin de parcelles de vieux peuplements pour nicher, lesquelles sont parsemées de peuplements jeunes adjacents à des prés marécageux, où elle se nourrit. Si l'une ou l'autre de ces composantes disparaît à l'échelle du paysage, les populations de Chouettes laponnes pourraient être touchées de façon néfaste (Kirk et Duncan, 1996). Cet exemple montre qu'il est nécessaire de maintenir la diversité naturelle dans tout le paysage forestier.

D'autres espèces ont besoin de grands peuplements d'arbres matures ou surâgés. Les pertes d'habitats de parc de peupliers faux-trembles en Alberta, provoquées par l'agriculture et l'exploitation forestière, ont entraîné, à toutes fins utiles, la disparition de la Petite Buse (*Buteo platypterus*) dans cette région; cette espèce ne se porte peut-être pas bien non plus dans la zone de forêts boréales mixtes méridionales, laquelle subit

une forte pression de l'abattage des arbres effectué par les entreprises de pâtes et papier. Au cours d'un projet de recherche d'espèces boréales dans la forêt « vierge » de l'Alberta, exécuté dans le cadre du deuxième atlas des oiseaux nicheurs, moins de six observations de Petites Buses ont été consignées et aucun nid n'a été découvert. De même, bien qu'il existe des Autours des palombes dans la prairie-parc et la forêt boréale, cet oiseau a besoin de grandes étendues de forêts matures ou surâgées; la récolte de tout le bois marchand sur les terres privées au Centre-Nord de l'Alberta constitue une menace pour le principal habitat de nidification de cette espèce.

Malheureusement, en raison de son éloignement, les recensements aviaires existants n'assurent pas une bonne couverture de la plus grande partie de la région boréale, si bien qu'il est particulièrement difficile de suivre les changements. Bien que le Relevé des hiboux nocturnes fournisse certains renseignements sur les régions de la forêt septentrionale, la plupart des ensembles de données couvrent une période trop courte pour que nous puissions évaluer la signification des tendances démographiques et ne peuvent nous renseigner que sur les modifications qui se produisent d'année en année par suite des changements que subissent les populations des proies. En ce qui concerne les rapaces diurnes de la forêt boréale, la principale difficulté consiste à trouver des façons de surveiller les populations d'autours, d'éperviers et de buses comme l'Épervier brun (*Accipiter striatus*) et la Petite Buse.

Ontario

Il y a quatre RCO en Ontario : les RCO 7 (Taiga du Bouclier et plaine hudsonienne), 8 (Forêt continentale boréale) et 12 (Forêt mixte boréale) et 13 (Plaine du Saint-Laurent et des Lacs Ontario et Érié).

Les populations de certaines espèces de rapaces ayant besoin d'un couvert forestier important (p. ex. la Buse à épaulettes (*Buteo lineatus*)) dans le Sud de l'Ontario n'est plus qu'une fraction des nombres historiques. L'éclaircie des forêts, au profit de l'agriculture, de l'urbanisation et du développement industriel, s'effectue à grande échelle, en particulier dans la région carolinienne; les parcelles de forêts restantes sont petites et isolées. Ce phénomène a fait augmenter les populations de certaines espèces (p. ex. le Grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*)), qui prospèrent dans les paysages hautement fragmentés.

Bien que des recensements précieux pour des espèces comme la Buse à épaulettes indiquent que les populations sont stables ou à la hausse en Ontario, c'est probablement parce que cette espèce a atteint un équilibre qui tient compte du couvert forestier existant et de la fragmentation. On doute que cette espèce puisse revenir à ses niveaux historiques, plus élevés. Dans les paysages très modifiés, comme la RCO 13, il sera essentiel de conserver l'habitat naturel existant.

Dans la RCO 12, la gestion forestière pourrait avoir une incidence importante sur les populations de rapaces, mais il s'y effectue peu de surveillance systématique des effets locaux et à l'échelle du paysage de la récolte du bois. Parce que les données du Relevé des hiboux nocturnes ne portent que sur une courte période, il est impossible de s'en servir pour évaluer la signification de tendances, lesquelles reflètent simplement les modifications à court terme de la quantité de nourriture disponible (voir l'article de Badzinski, p. 43).

Plusieurs espèces de rapaces associées à des écosystèmes aquatiques ont connu un déclin dans les années 1960 et 1970, par suite de la présence de pesticides et d'autres contaminants dans les Grands Lacs. Le nombre de Pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) a depuis augmenté, bien que l'empoisonnement par les métaux représente peut-être toujours un problème pour les couples qui se reproduisent dans le Sud de la région des Grands Lacs (voir Badzinski, p. 17).

La plupart des espèces de rapaces en Ontario semblent s'en tirer assez bien mais une surveillance adéquate n'a véritablement eu lieu que dans le Sud et le Centre de la province.

Québec

Le Québec se compte de six RCO: les RCO 3 (Plaine et cordillère arctiques), 7 (Taiga du Bouclier et plaine hudsonienne), 8 (Forêt continentale boréale), 12 (Forêt mixte boréale), 13 (Plaine du Saint-Laurent et des Lacs Ontario et Érié) et 14 (Forêt septentrionale de l'Atlantique).

Il existe peu de renseignements sur les tendances récentes chez les rapaces au Québec, d'une part en raison de l'éloignement d'une

bonne partie de la région et aussi parce qu'une grande partie de cette province est couverte de forêts. Bon nombre des questions relatives à l'utilisation des terres au Québec sont semblables à celles de l'Ontario; dans le Sud du Québec, l'éclaircie à grande échelle des forêts a entraîné la diminution des populations de rapaces sylvicoles, tout en faisant augmenter les populations d'espèces qui se trouvent dans les paysages ouverts.

Dans l'avenir, les données sur la migration provenant de l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac pourront peut-être nous renseigner sur les populations de rapaces. Les analyses actuelles ne peuvent pas déceler de tendances chez les rapaces. Une autre source de données pour le Québec s'agit de la liste des espèces d'Étude des populations d'oiseaux du Québec; cependant, aucune analyse récente visant à mettre à jour l'information présentée par Kirk et Hyslop (1998) n'a été effectuée. Quelle était la conclusion de ce rapport?

Provinces de l'Atlantique

La forêt prédomine (le Nouveau-Brunswick est couvert de forêts à 85 p. 100) dans les deux RCO de la région de l'Atlantique (8, Forêt coniférienne boréale et 14, Forêt septentrionale de l'Atlantique)[les RCO 3 et 7 du Labrador ne sont pas forestières]. Comme dans les autres régions, la récolte du bois modifie la composition et la répartition des divers habitats forestiers. L'exploitation forestière réduit la superficie des peuplements vieux au Nouveau-Brunswick (ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick, 1995), et la proportion des feuillus augmente aux dépens des résineux.

Bien que le Nouveau-Brunswick a mis en oeuvre des lignes directrices visant à maintenir des superficies minimales d'habitats de forêt ancienne (ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick, 2000), l'incidence des changements mentionnés ci-dessus sur les rapaces sylvicoles est mal comprise. La province essaie de peaufiner les lignes directrices quant à l'existence, à la configuration spatiale et à la définition des vieux habitats, tout en surveillant certaines des espèces de rapaces qui sont touchées. Pour ce faire, le Relevé des hiboux nocturnes et un relevé sur les Accipitridés des forêts ont été lancés dans les Maritimes.

À l'exception des relevés du Faucon pèlerin effectués à Terre-Neuve-et-Labrador (voir Brazil, p. 59), il existe peu de programmes de surveillance à long terme des rapaces dans cette région. La Chouette tachetée a été étudiée, dans une certaine mesure, grâce à un programme de nichoirs exécuté en Nouvelle-Écosse et à un projet qui détermine les sites des nids naturels dans deux régions d'études au Nouveau-Brunswick. Divers naturalistes et observateurs d'oiseaux (comme Stuart Tingley et Brian Dalzell) ont également tenté de trouver et de dénombrer les rapaces migrateurs où ils se concentrent (p. ex. terres élevées, côtes).

Le nombre de Pygargues à tête blanche et de Balbuzards pêcheurs a augmenté dans les Maritimes, au point que le Balbuzard pêcheur a été, en 1996, retiré de la liste des espèces menacées d'extinction du Nouveau-Brunswick. Ces dernières années, la présence de nouvelles espèces reproductrices de rapaces a été confirmée dans le Canada atlantique : des données ont été recueillies sur sept nids d'Éperviers de Cooper et trois nids de Buses à épaulettes (de 1998 à 2001). En 2001, des Buses à épaulettes ont également été observées dans trois transects sur dix dans le Sud-Ouest du Nouveau-Brunswick, et des Chouettes épervières nichaient au Cap-Breton à la fin des années 1990 (Lauff, 1997). Cela indique peut-être que les populations de ces espèces se répandent dans la région.

Remerciements

Je veux remercier Ursula Banasch, Suzanne Carrière, Gordon Court, Geoff Holroyd, Stuart Houston, Judith Kennedy, Jacques Larivée, Scott Makepeace et Dave Stepnisky des précieux commentaires qu'ils ont formulés sur les premières versions de cette vue d'ensemble.

Références

Blackburn, I. R., A.S. Harestad, J.N.M. Smith, S. Godwin, R. Hentze, et C.B. Lenihan. 2001. *Population assessment of the Northern Spotted Owl in British Columbia 1992-2001*. Ministry of Water, Land and Air Protection. http://wlapwww.gov.bc.ca/wld/documents/spowtrend_1992-2001.pdf

Bradley, N.L., A.C. Leopold, J. Ross et W. Huffaker. 1999. *Phenological changes reflect climate change in Wisconsin*. Proceedings of the National Academy of Sciences 96: 9701-9704.

Brown, J.L., S-H. Li et N. Bhagarbati. 1999. *Long-term trend toward earlier breeding in an American bird: a response to global warming?* Proceedings of the National Academy of Sciences 96: 5565-5569.

Caro, T.M., et G. O'Doherty. 1999. *On the use of surrogate species in conservation biology.* Conservation Biology 13: 805-814.

Duncan, J.R., et P.A. Duncan. 1998. *Northern Hawk Owl* Surnia ulula *dans* "The Birds of North America, No. 356" (A. Poole et F. Gill, eds). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, et the American Ornithologists' Union, Washington, D.C.

Dunn, E., J. Larivée, and A. Cyr. 1996. *Can Checklist Programs Be Used to Monitor Populations of Birds Recorded During the Migration Season?* Wilson Bull. 108(3):540-549.

Grossman, S., et S. Hannon. 2001. *Raptor responses to landscape level changes in habitat characteristics in the aspen parkland of central Alberta.* résumés, réunion de la Raptor Research Foundation, Winnipeg, October 2001.

Houston, C.S. et M. J. Bechard. 1983. *Trees and the Red-tailed Hawk in southern Saskatchewan.* Blue Jay 41: 99-109.

Hughes, L. 2000. *Biological consequences of global warming: is the signal already apparent?* Trends in Ecology and Evolution 15: 56-61.

Kirk, D.A. and J. Duncan. 1996. *Update report on the status of the Great Gray Owl in Canada.* COSEWIC, Ottawa.

Kirk, D.A., et C. Hyslop. 1998. *Population status and recent trends in Canadian raptors: a review.* Biological Conservation 83: 91-118.

Lauff, R.F. 1997. *Range expansion of Northern Hawk Owls* (Surnia ulula) *and Boreal Owls* (Aegolius funereus) *in Nova Scotia.* Pp. 569-571 *In* "Biology and Conservation of the Owls of the Northern Hermisphere" (J.R. Duncan, D.H. Johnson and T.H. Nicholls, eds.). USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. NC-190.

Mazur, K.M. et P.C. James. 2000. *Barred Owl* Strix varia. *dans* "The Birds of North America, No. 508" (A. Poole et F. Gill, eds.). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, et the American Ornithologists' Union, Washington, D.C.

Ministère de Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick. 1999. *Vision pour les forêts du Nouveau- Brunswick : Buts et objectifs de l'aménagement des terres de la Couronne.* Ministère de Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick, iii + 50. http://www.gnb.ca/0078/Visionfr.pdf

Ministère de Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick. 1995. *Management of Forest Habitat in New Brunswick.* Unpub. Rep., Ministère de Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick: 40 p.

Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors.* Buteo Books, Vermillion.

Schmutz, J. K. 1989. *Hawk occupancy of disturbed grasslands in relation to models of habitat selection.* Condor 91: 362-371.

Schmutz, J.K., C.S. Houston, et S.J. Barry. 2001. *Prey and reproduction in a metapopulation decline among Swainson's Hawks,* Buteo swainsoni. Canadian Field-Naturalist 115: 257-273.

Simberloff, D. 1998. *Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era.* Biological Conservation 83: 247-257.

Tendances démographiques des rapaces selon le Relevé des oiseaux nicheurs

C.M. Downes, SCF, Centre national de la recherche faunique, Ottawa (Ontario) K1A 0H3; Connie.Downes@ec.gc.ca

Le Relevé des oiseaux nicheurs (BBS) de l'Amérique du Nord est un programme de grande envergure de dénombrement des oiseaux lancé en 1966 à des fins de surveillance des tendances démographiques et de la situation des populations d'oiseaux nicheurs partout aux États-Unis et au Canada. Une fois par année, des bénévoles compétents et des biologistes professionnels effectuent le Relevé sur des parcours de 40 kilomètres établis le long de routes et choisis au hasard. Les parcours du BBS ne sont pas idéaux pour le dénombrement des rapaces, étant donné qu'ils sont concentrés dans le Sud du Canada et que, par conséquent, les aires de répartition boréale et arctique des rapaces sont insuffisamment couvertes. En outre, le BBS n'échantillonne pas bien les espèces de rapaces qui se reproduisent avant le mois de juin (moment où le relevé a lieu) ou qui sont nocturnes ou discrètes, ou dont les individus sont largement dispersés. Cependant, malgré ces lacunes, le BBS est encore considéré comme une source d'information utile sur les tendances relatives aux rapaces et il s'est avéré par le passé que ses résultats correspondaient à ceux d'autres techniques d'enquête (p. ex. Kirk et Hyslop, 1998).

Les tendances ne sont indiquées que pour les espèces et les régions pour lesquelles il existe des données provenant d'au moins 14 parcours du BBS et 40 individus (tableau 2). Il faut faire preuve de prudence en interprétant les tendances découlant d'échantillons dont la taille se rapproche de ce minimum.

Lorsque les résultats du BBS ont été mis en commun pour l'ensemble du Canada (jusqu'à 2000), l'information a suffi au calcul des tendances à long terme pour quatorze espèces de rapaces diurnes et trois strigidés. Quand la taille de l'échantillon le permettait, les tendances ont aussi été calculées pour les régions biogéographiques (Régions de conservation des oiseaux – RCO) et pour chacune des trois dernières décennies.

Parmi les tendances à long terme dans l'ensemble du Canada, un plus grand nombre d'espèces (10) avaient des tendances positives que négatives (7), mais seulement cinq de ces

Tableau 2. Résumé des tendances globales pour les rapaces provenant du Relevé des oiseaux nicheurs du Canada et les régions de conservation des oiseaux.

Espèces / Région	Premier an à 2000 Tendance	P	N	1971-1980 Tendance	P	N	1981-1990 Tendance	P	N	1991-2000 Tendance	P	N
Urubu à tête rouge												
Canada	12.5	*	68				17.9		23	-5.8		60
Forêt mixte boréale	16.0		24							2.5		21
Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié	10.8	n	32							-11.1		20
Balbuzard pêcheur												
Canada	0.3		105	-4.7		30	-8.9		38	6.8		68
Rocheuses du Nord	-2.9		23									
Forêt septentrionale de l'Atlantique	-1.4		40	-4.9		18	-1.6		21	-4.4		26
Pygargue à tête blanche												
Canada	2.2		68				2.9		16	1.7		54
Forêt pluviale du Nord du Pacifique	4.8		21							-2.5		16
Busard Saint-Martin												
Canada	-4.6	*	282	-0.9		100	-7.1	*	118	-2.9		183
Plaines de la taïga boréale	-10.0	*	45				-12.3	n	19	-4.2		27
Cuvettes des Prairies	-3.6	n	116	-1.3		46	-3.3		45	-0.9		86
Forêt mixte boréale	0.0		23									
Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié	-3.4		50	7.4		24	3.9	n	18	-14.0	*	36
Forêt septentrionale de l'Atlantique	6.8		35				-0.9		18	-0.7		18
Épervier brun												
Canada	10.6		48							-2.0		23
Épervier de Cooper												
Canada	-7.0		31									
Autour des palombes												
Canada	-2.6		15									
Buse à épaulettes												
Canada	4.6		21									
Petite Buse												
Canada	3.9	*	100	8.7		27	-6.5		33	7.2		42
Forêt mixte boréale	2.3		44	18.8		18	-3.5		16	12.0	*	21
Forêt septentrionale de l'Atlantique	3.6		24									
Buse de Swainson												
Canada	-1.2		121	4.0		39	-0.7		51	-7.1	*	84
Cuvettes des Prairies	-2.4		107	6.2	n	38	-2.5		47	-6.8	*	78
Buse à queue rousse												
Canada	2.6	n	340	-5.1	n	93	1.4		142	1.5		272
Plaines de la taïga boréale	0.3		74				-3.5		34	3.8		62
Grand Bassin	10.7	n	20							3.9		17
Rocheuses du Nord	5.3		30							6.4		25
Cuvettes des Prairies	4.2	*	103	-4.5		32	0.1		44	1.3		88
Forêt mixte boréale	0.3		21							2.1		17
Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié	-5.6	*	47	0.2		19	3.0		21	-13.3	*	34
Forêt septentrionale de l'Atlantique	5.4		24									
Buse rouilleuse												
Canada	5.0		25							-6.0		18
Cuvettes des Prairies	-0.3		25							-0.8	*	18
Crécerelle d'Amérique												
Canada	0.6		383	8.1	n	156	-1.0		170	0.6		271
Plaines de la taïga boréale	3.9		69	-4.2		21	13.0	*	28	7.0	*	55
Forêt conifèrienne boréale	-6.2	*	23	-5.3		16						
Grand Bassin	6.6		21							-7.9		15
Rocheuses du Nord	1.9		30	11.1	*	18	-15.5		16	3.8		23
Cuvettes des Prairies	2.1		65	14.7		19	-1.0		28	-1.9		47
Forêt mixte boréale	-0.9		55	15.8	*	21	0.7		26	-3.3		38
Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié	2.0		62	14.8		33	-5.6		32	-5.0		47
Forêt septentrionale de l'Atlantique	1.0		54	4.0		20	-3.8		24	8.1		31
Faucon émerillon												
Canada	2.7		85							3.1	*	57
Plaines de la taïga boréale	-0.3		23							4.7	*	17
Cuvettes des Prairies	10.8		30							9.5	*	20
Grand-duc d'Amérique												
Canada	-5.6	*	133	17.6		32	-4.6	*	59	4.8		64
Plaines de la taïga boréale	-18.9	*	31				-30.9		17			
Cuvettes des Prairies	4.1	n	66				9.5		30	8.6		39
Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié	-7.9		15									
Chouette rayée												
Canada	-2.1		24									
Forêt septentrionale de l'Atlantique	-2.1		16									
Hibou des marais												
Canada	-20.7		35									
Cuvettes des Prairies	-23.1		26									

La «tendance» est la moyenne du pourcentage annuel des changements au sein d'une population d'oiseaux.
«N» équivaut au nombre total de parcours utilisés pour calculer la tendance.
«P» est le niveau d'importance statistique : * indique que P <0.05; n indique que 0.05 <P<0.15
«aucune valeur» - indique que le niveau n'est pas important
La première colonne indique les tendances pour la période totale de couverture : les tendances ont été calculées pour la période de 1967 à 2000 pour le Canada et la Forêt septentrionale de l'Atlantique et de 1969 à 2000, pour toutes les autres régions de conservation des oiseaux.
Les trois autres colonnes illustrent les tendances dans chacune des trois dernières décennies.

Tableau 2. Résumé des tendances globales pour les rapaces provenant du Relevé des oiseaux nicheurs du Canada et les régions de conservation des oiseaux.

Espèces / Région	Premier an à 2000 Tendance	P	N	1971-1980 Tendance	P	N	1981-1990 Tendance	P	N	1991-2000 Tendance	P	N
Urubu à tête rouge												
Canada	12.5	*	58				17.9		23	-5.6		30
Forêt mixte boréale	16.0		24							2.5		21
Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié	10.8	n	32							-11.3		29
Balbuzard pêcheur												
Canada	0.3		105	-4.7		30	-6.9		38	6.8		68
Rocheuses du Nord	-2.9		23									
Forêt septentrionale de l'Atlantique	-1.4		40	-4.9		18	-1.6		21	-4.4		26
Pygargue à tête blanche												
Canada	2.2		58				2.9		16	1.7		54
Forêt pluviale du Nord du Pacifique	4.8		21							-2.5		16
Busard Saint-Martin												
Canada	-4.6	*	282	-0.9		100	-7.1	*	118	-2.9		183
Plaines de la taïga boréale	-10.0	*	45				-12.3	n	19	-4.2		27
Cuvettes des Prairies	-3.9	n	116	-1.3		46	-3.3		45	-0.9		86
Forêt mixte boréale	0.0		23									
Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié	-3.4		50	7.4		24	3.9	n	18	-14.0	*	36
Forêt septentrionale de l'Atlantique	6.8		35				-0.9		18	-0.7		18
Épervier brun												
Canada	10.6		48							-2.0		23
Épervier de Cooper												
Canada	-7.0		31									
Autour des palombes												
Canada	-2.6		15									
Buse à épaulettes												
Canada	4.6		21									
Petite Buse												
Canada	3.9	*	100	8.7		27	6.5		33	7.2		42
Forêt mixte boréale	2.3		44	18.8		18	-3.5		16	12.0	*	21
Forêt septentrionale de l'Atlantique	3.6		24									
Buse de Swainson												
Canada	-1.2		121	4.0		39	-0.7		51	-7.1	*	84
Cuvettes des Prairies	-2.4		107	6.2	n	38	-2.5		47	-6.8	*	78
Buse à queue rousse												
Canada	2.6	n	340	-5.1	n	93	1.4		142	1.5		272
Plaines de la taïga boréale	0.3		74				-3.5		34	3.8		62
Grand Bassin	10.7	n	20							3.9		17
Rocheuses du Nord	5.3		30							6.4		25
Cuvettes des Prairies	4.2	*	103	-4.5		32	0.1		44	1.3		88
Forêt mixte boréale	0.3		21							2.1		17
Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié	-5.6	*	47	0.2		19	3.0		21	-13.3	*	34
Forêt septentrionale de l'Atlantique	5.4		24									
Buse rouilleuse												
Canada	5.0		25							-6.0		18
Cuvettes des Prairies	-0.3		25							-0.8	*	18
Crécerelle d'Amérique												
Canada	0.0		383	8.1	n	156	-1.0		170	0.5		271
Plaines de la taïga boréale	3.9		69	-4.2		21	13.0	*	28	7.0	*	55
Forêt coniférienne boréale	-0.2	*	23	-5.3		16						
Grand Bassin	6.6		21							-7.9		15
Rocheuses du Nord	1.9		30	11.1	*	18	-15.5		16	3.8		23
Cuvettes des Prairies	2.1		66	14.7		19	-1.0		28	-1.9		47
Forêt mixte boréale	-0.9		55	15.8	*	21	0.7		26	-3.3		38
Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié	2.0		62	14.8		33	-5.6		32	-5.0		47
Forêt septentrionale de l'Atlantique	1.0		54	4.0		20	-3.8		24	8.1		31
Faucon émerillon												
Canada	2.7		85							3.1	*	57
Plaines de la taïga boréale	-0.3		23							4.7	*	17
Cuvettes des Prairies	10.8		30							9.5	*	20
Grand-duc d'Amérique												
Canada	5.6	*	133	17.6		32	-4.8	*	59	4.8		54
Plaines de la taïga boréale	-18.9	*	31				-30.9		17			
Cuvettes des Prairies	4.1	n	68				9.5		30	8.6		39
Plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié	-7.9		15									
Chouette rayée												
Canada	-2.1		24									
Forêt septentrionale de l'Atlantique	-2.1		16									
Hibou des marais												
Canada	-20.7		35									
Cuvettes des Prairies	-23.1		26									

La «tendance» est la moyenne du pourcentage annuel des changements au sein d'une population d'oiseaux.
«N» équivaut au nombre total de parcours utilisés pour calculer la tendance.
«P» est le niveau d'importance statistique : * indique que P <0,05; n indique que 0,05 <P<0,15
«aucune valeur» - indique que le niveau n'est pas important
La première colonne indique les tendances pour la période totale de couverture : les tendances ont été calculées pour la période de 1967 à 2000 pour le Canada et la Forêt septentrionale de l'Atlantique et de 1969 à 2000, pour toutes les autres régions de conservation des oiseaux.
Les trois autres colonnes illustrent les tendances dans chacune des trois dernières décennies.

tendances étaient statistiquement significatives. Une tendance non significative, lorsque l'échantillon est suffisamment grand, indique que la population ne subit aucun changement constant; les données des échantillons de petite taille varient trop pour qu'il soit possible de déterminer quelles sont les tendances.

Selon le BBS, le nombre d'Urubus à tête rouge augmente dans l'ensemble du Canada (tableau 2) et dans la plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié. Dans la forêt mixte boréale, la seule autre RCO pour laquelle il a été possible de calculer une tendance, la population d'Urubus à tête rouge semblait stable, mais l'échantillon est petit et ce résultat est sujet à caution.

Les tendances pour le Balbuzard pêcheur et le Pygargue à tête blanche n'ont été statistiquement significatives en aucune période ni dans aucune unité géographique, bien que la taille des échantillons pour le Canada dans son ensemble et pour plusieurs RCO ait été suffisamment grande pour indiquer que les populations sont stables.

Le nombre de Busards Saint-Martin a connu une grande diminution à long terme au Canada, dans les plaines de la taïga boréale et dans les cuvettes des Prairies, et ces diminutions ont été reflétées dans les tendances décennales. Les populations n'ont démontré aucun signe de changement constant dans les autres RCO pour toute la période du relevé. Les tendances décennales ont été fortement à la baisse dans la forêt de la taïga boréale (de 1981 à 1990) et, plus récemment, dans la plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié.

La taille des échantillons de l'Épervier brun, de l'Épervier de Cooper, de l'Autour des palombes et la Buse à épaulettes n'a suffi qu'au calcul des tendances pour l'ensemble du Canada, pour toute la période du relevé. Les résultats semblent indiquer qu'il n'y a eu aucun changement constant relativement aux populations de ces espèces. Cependant, il faut faire preuve de prudence en interprétant ce résultat pour les deux dernières espèces, puisque les échantillons étaient de petite taille.

Le nombre de Petites Buses a beaucoup augmenté au Canada à long terme ainsi que dans la forêt mixte boréale au cours des dix dernières années. Les tendances non significatives dans les autres RCO et pendant les autres périodes semblent indiquer une absence de changement constant de la population.

Les résultats relatifs à la Buse de Swainson indiquent que la population est stable au Canada à long terme. Par contre, au cours des dix dernières années du Relevé, les populations ont connu d'importants déclins dans l'ensemble du Canada et dans les cuvettes des Prairies.

Le nombre de Buses à queue rousse a considérablement augmenté à long terme au Canada, dans le Grand Bassin et dans les cuvettes des Prairies, mais a connu un déclin dans la plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié. Le déclin important constaté relativement à la tendance de 1991 à 2000 dans la plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié, par rapport aux deux décennies antérieures, semble indiquer que la tendance à long terme dans cette RCO résulte de changements qui se sont produits au cours des dix dernières années. Pour les autres décennies, les tendances sont positives ou négatives, mais non significatives; dans la plupart des cas la taille des échantillons nous permet de savoir qu'il n'y a eu aucun changement constant de la population.

Les tendances semblent stables dans l'ensemble pour la Buse rouilleuse, mais un déclin important de la population s'est produit au cours des dix dernières années dans les cuvettes de Prairies.

Le nombre de Crécerelles d'Amérique semble stable dans l'ensemble du Canada, a augmenté au cours des deux dernières décennies dans les plaines de la taïga boréale, mais a connu un déclin à long terme dans le forêt conifèrienne boréale.

Les populations de Faucons émerillons semblent bien se porter. Elles ont été stables à long terme dans l'ensemble du Canada, et le nombre d'individus a beaucoup augmenté au cours de la dernière décennie, à la fois au Canada dans son ensemble et dans les deux RCO où la taille des échantillons suffisait au calcul d'une tendance.

Le nombre de Grands-ducs d'Amérique a diminué à long terme au Canada et dans les plaines de la taïga boréale, mais a augmenté dans les cuvettes des Prairies.

La taille des échantillons de la Chouette rayée et du Hibou des marais ne permettait de calculer les tendances que pour toute la période du relevé et uniquement pour le Canada et l'une des autres RCO. Ces tendances n'étaient pas significatives, ce qui veut dire que le BBS n'a pu repérer de changements constants des populations.

Les résultats se trouvant ci-dessus, à quelques exceptions dignes de mention près, correspondent à ceux des analyses plus détaillées effectuées par Kirk et Hyslop (1998) à l'aide des données du BBS et d'autres données allant jusqu'au milieu des années 1990. Selon cette étude, les populations de Busards Saint-Martin étaient stables dans l'ensemble du Canada, mais connaissaient un déclin dans la région des plaines de la taïga boréale; les résultats actuels du BBS, par contre, montrent une diminution importante des populations au Canada et dans plusieurs régions. Le petit déclin du nombre de Buses à queue rousse dans la région de la plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié, signalé par Kirk et Hyslop, s'est poursuivi, les résultats du BBS indiquant maintenant un déclin important et significatif. Selon ces auteurs, les populations de Buses rouilleuses étaient stables ou à la hausse et, quoique le BBS arrive aux mêmes résultats à long terme, les résultats actuels indiquent un déclin important dans la région des cuvettes des Prairies au cours de la dernière décennie. Enfin, le fort déclin à long terme du nombre de Grands-ducs d'Amérique que signale le BBS pour le Canada diffère nettement de la tendance stable dont font état Kirk et Hyslop (1998).

Il est possible de tirer deux conclusions de ces différences de résultats. L'une, c'est que les données supplémentaires du BBS (qui vont jusqu'en 2000) ont permis de préciser des tendances qui n'étaient pas encore évidentes pendant l'étude antérieure. L'autre, c'est que ni l'un ni l'autre des ensembles de données ne suivent bien ces espèces. Bien qu'il y ait évidemment des **insuffisances** dans la couverture géographique des rapaces par le BBS, le volume considérable de données pour ce groupe d'oiseaux peut tout de même fournir un aperçu utile de leurs tendances démographiques.

Références

Kirk, D.A., and C. Hyslop. 1998. *Population status and recent trends in Canadian raptors: a review.* Biological Conservation 83: 91-118.

Rapaces en péril au Canada

Mary Rothéli, Bureau national du SCF, Gatineau (Québec) K1A 0H3, Mary.Rothéli@ec.gc.ca

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a, en novembre 2002, mis à jour sa liste d'espèces en péril (en voie de disparition, menacées ou préoccupantes) à l'échelle nationale. Des 58 espèces et sous-espèces d'oiseaux désignées, 14 (soit 24,1 p. 100) sont des rapaces : huit strigidés, un autour, deux buses et trois faucons.

Une espèce « en voie de disparition » est exposée à une imminente disparition à l'échelle nationale ou internationale. Une espèce « menacée » deviendra probablement en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés et une espèce « préoccupante » (auparavant « vulnérable ») possède des caractéristiques qui la rendent particulièrement sensible aux activités humaines ou à certains phénomènes naturels.

Quatre des rapaces sont en voie de disparition (la Chouette tachetée [*Strix occidentalis*], la Chevêche des terriers [*Athene cunicularia*] l'Effraie des clochers [*Tyto alba*] de la population de l'Est et le Petit-duc des montagnes [*Otus kennicotti*] de la sous-espèce *macfarlanei*), deux sont menacées (l'Autour des palombes de la population des îles-de-la-Reine-Charlotte [*Accipiter gentilis laingi*] et le Faucon pèlerin [*Falco peregrinus*] de la sous-espèce *anatum*) et huit sont préoccupantes (le Hibou des marais, le Petit-duc nain, l'Effraie des clochers de la population de l'Ouest, le Petit-duc des montagnes [*Otus kennicotti*] de la sous-espèce *kennicotti*], la Buse rouilleuse, la Buse à épaulettes, ainsi que les sous-espèces *peali* et *tundrius* de Faucon pèlerin.

Les menaces qui pèsent sur ces rapaces suivent un thème assez constant : la détérioration et la perte de l'habitat provoquent un manque de sites de reproduction et de proies. Les activités forestières nuisent à la Chouette tachetée du Nord, à l'Autour des palombes de la population des îles-de-la-Reine-Charlotte, à la Buse à épaulettes et au Petit-duc nain. L'expansion des zones agricoles et des lotissements résidentiels a entraîné le déclin des populations d'Effraies des clochers, de Buses rouilleuses et de Hiboux des marais, et représente une menace supplémentaire pour le Petit-duc nain. Les espèces qui constituent la proie de nombreux rapaces ont connu un déclin en raison de la présence de pesticides et d'autres produits chimiques dans l'environnement, ces incidences étant particulièrement bien connues pour le Faucon pèlerin *anatum*.

Le déclin constant du nombre de Chevêches des terriers, une espèce en voie de disparition, ne s'explique pas par une

seule menace, mais l'absence de proies pour les Chevêches nicheuses et leurs petits réduit la productivité dans les aires de reproduction. La situation à laquelle est confronté le Faucon pèlerin *peali* est unique chez les rapaces : les oiseaux de mer dont il se nourrit sur les îles côtières disparaissent par suite de la prédation par des mammifères introduits ou envahissants. La disponibilité limitée de sites de reproduction convenant à la Buse rouilleuse et à l'Effraie des clochers est une menace qui peut plus facilement être abordée en leur fournissant des plates-formes et des nichoirs artificiels.

Les espèces en voie de disparition et menacées à l'échelle nationale sont du ressort du RESCAPÉ, le programme national de rétablissement. Il existe des équipes nationales de rétablissement pour la Chouette tachetée du Nord, la Chevêche des terriers, l'Effraie des clochers de la population de l'Est et le Faucon pèlerin *anatum*. La situation de la Chouette tachetée du Nord, dont il n'y a plus que 100 couples au Canada (estimation de 1998) et dont le nombre connaît un déclin, est relativement sombre. Bien que la répartition de cette chouette soit mieux comprise, les effets de l'exploitation forestière sur les peuplements vieux qui constituent son habitat se font encore sentir et le plan de gestion élaboré pour l'espèce ne satisfait pas aux exigences d'un plan de rétablissement.

Les trois autres équipes de rétablissement sont très actives, de nouveaux programmes de rétablissement sont en voie d'élaboration et les projets de rétablissement sont bien appuyés par la collectivité. L'un des programmes d'intendance vedette de notre pays, Opération Chouette des terriers (espèce maintenant connue sous le nom de Chevêche des terriers) dans les Prairies canadiennes, compte un large réseau de bénévoles qui protègent les sites où se trouvent les nids et qui fournissent des données sur l'abondance de la population, tandis que les chercheurs de l'équipe de rétablissement s'emploient à découvrir et à atténuer les autres menaces qui pèsent sur cette petite chevêche. À une plus petite échelle, des propriétaires fonciers dans le Sud-Ouest de l'Ontario participent en érigeant et en surveillant quelque 300 nichoirs pour l'Effraie des clochers, espérant ainsi faire passer de quatre à six, à plus de vingt, le nombre de couples reproducteurs de cette espère à la périphérie de son aire de répartition.

Le rétablissement chèrement gagné du Faucon pèlerin *anatum*, dont les niveaux de population sont à l'heure actuelle stables ou à la hausse, est la principale réussite chez les rapaces. Maintenant que le but et les objectifs du plan de rétablissement de 1987 ont été atteints et que cette sous-espèce est passée de la catégorie en voie de disparition à la catégorie menacée, l'équipe de rétablissement élabore et met en œuvre un programme de rétablissement actualisé qui pourrait permettre d'inscrire l'espèce à la liste des espèces vulnérables en 2003.

nseignements sur les pèces en péril au nada et leur tablissement, par pèce et par région ographique, sont sponibles à :
p://www.speciesatrisk.gc.ca. ecies/search/default_f.cfm

Références

Conseil Canadien pour la Conservation des Espèces en Péril. Rapport annuel du RESCAPÉ no 11, 2000-2001. Rétablissement des espèces canadiennes en péril,2001 http://www.cws-scf.ec.gc.ca/es/renew/RENEW00_01/fre/toc_f.htm

COSEPAC. Espèces canadiennes en péril, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, novembre 2002. http://www.cosewic.gc.ca/html/Documents/CDN_SPECIES_AT_RISK_Nov2002_f.htm

Équipe Nationale de Rétablissement du Faucon Pèlerin Anatum. Anatum Peregrine Falcon Recovery Strategy & Action Plan, Première ébauche, juin 2001, diffusion limitée.

Équipe Nationale de Rétablissement de la Chevêche des Terriers. Western Burrowing Owl Recovery Strategy. Deuxième ébauche, novembre 2001, diffusion limitée.

Erickson, G., R. Fyfe, R. Bromley, G.L. Holroyd, D. Mossop, B. Munro, R. Nero, C. Shank, and T. Wiens. 1988. *Plan de rétablissement du Faucon pèlerin anatum*. Ottawa, Environnement Canada, Service canadien de la faune, 54 p. [Sommaire - http://www.cws-scf.ec.gc.ca/es/perfal_f.html

Hjertaas, D., S. Brechtel, K. De Smet, O. Dyer, E. Haug, G. Holroyd, P. James, and J. Schmutz. 1995. *Plan national de rétablissement de la Chouette des terriers*, Rapport no 13. Ottawa, Rétablissement des espèces canadiennes en péril, 35 p. [http://www.cws-scf.ec.gc.ca/es/Chouette.html].

Schmutz, J.K., S. Brechtel, K. De Smet, D. Hjertaas, C. Houston, and G. Holroyd. 1994. *Plan national de rétablissement de la Buse rouilleuse*, Rapport no 11. Ottawa, Rétablissement des espèces canadiennes en péril, 21 p. [Sommaire - http://www.cws-scf.ec.gc.ca/es/lerhuw_f.html

La productivité urbaine de l'Épervier brun au Québec

Joanna E. Coleman et David M. Bird, Centre d'ornithologie et de conservation des oiseaux, Université McGill, Ste-Anne-de-Bellevue (Québec) H9X 3V9; joannaleanor@hotmail.com, bird@nrs.mcgill.ca

Depuis les années 1940, les populations d'Éperviers bruns (*Accipiter striatus*) ont chuté brusquement, probablement en raison de la chasse, de la collecte d'œufs (Bildstein et Meyer, 2000) et, ce qui est plus important, de l'utilisation très répandue du DDT (Snyder et coll., 1973). Dans les années 1970, l'espèce semblait s'être complètement rétablie (Bednarz et coll., 1990). Actuellement, elle n'est pas inscrite aux échelles provinciale ou fédérale comme étant vulnérable, menacée ou en voie de disparition. L'Épervier brun est probablement un des rapaces les plus nombreux au pays, bien que rarement observé (Kirk, 1997). Cependant, les données de tendance chez les populations canadiennes sont équivoques (Kirk et coll., 1995; Viverette et coll., 1996; Kirk, 1997; Kirk et Hyslop, 1998). Il n'y a aucune information concernant la taille de populations reproductrices précises (probablement parce que leurs nids sont difficiles à trouver; Kirk, 1997) et qu'il est pratiquement impossible de dénombrer les oiseaux du Canada, parce qu'ils se mêlent aux oiseaux d'autres régions sur les sites d'hivernage (Kirk et coll., 1995).

Néanmoins, les effectifs de population et les tendances démographiques peuvent être inférés de différentes sources. Bien que le Relevé des oiseaux nicheurs (BBS) soit la méthode la plus complète pour surveiller les populations nord-américaines d'oiseaux terrestres, sa portée est limitée aux habitats en bord de route, où il est peu probable d'observer des espèces qui vivent cachées dans les forêts comme les Accipitrinés (Kirk et Hyslop, 1998). Les totaux du Recensement d'oiseaux de Noël peuvent avoir été gonflés par les participants qui dénombraient les oiseaux dans les mangeoires, une préoccupation particulière à l'Épervier brun qui chasse souvent près des mangeoires. Ce biais augmente dans les hautes altitudes, où les observateurs de mangeoires représentent une proportion plus grande de participants et où plus d'oiseaux hivernants visitent les mangeoires. Donc, les Recensements d'oiseaux de Noël sont moins fiables pour estimer les tendances chez les populations d'Éperviers bruns au Canada qu'ailleurs (Dunn, 1995).

La majeure partie de l'information disponible concernant les populations d'Éperviers bruns provient des données de dénombrement de migration. On aperçoit rarement l'Épervier brun pendant la saison de reproduction, mais les migrateurs se regroupent le long des voies de migration très empruntées. Les populations du Nord-Est possèdent deux principales voies de migration : le parcours continental le long de la chaîne des Appalaches le plus à l'est est principalement utilisé par les adultes, alors que les juvéniles ont tendance à suivre la côte de l'Atlantique (Viverette et coll., 1996). Les belvédères le long de ces parcours sont utilisés comme sites de dénombrement depuis le début du XX[e] siècle. Ces dénombrements sont peut-être la plus importante source de données sur de nombreuses populations de rapaces, mais leur capacité de discerner les tendances a été mise en question en raison du biais introduit par les efforts variables des observateurs d'une année à l'autre et de l'influence des conditions météorologiques sur le comportement migratoire (Bednarz et coll., 1990). Cependant, lorsqu'elles sont combinées, les données de différents sites d'observation, elles semblent être de

Tableau 3. Comparaison des paramètres de reproduction des Éperviers bruns à partir de Montréal jusqu'à d'autres emplacements en Amérique du Nord.

Emplacement	N° de petits dans la couvée	Réussite de l'éclosion	N° d'oisillons (peuvent être bagués)	% d'immatures (femelle/mâle)	Couples d'un an (%)	% de réussite de la nidification	Référence
Montréal	**4.5**	**88.1**	**3.8 (3.1)**	**33.0/29.3**	**16.0**	**80 (33-100)**	
Wisconsin	4.3		3.6	26/11	5.2		[illegible]
Écosse				**15/10**	**0.3**		**Newton 1991**
Oregon	4.6	70.3		0/0	–	91.7	Reynolds & Wight 1978
Missouri	**4.5**		**3.5**				**Wiggers & Kritz 1986**
Nouveau Brunswick		87.0		0/0	–	95.0	Meyer 1987
Amérique du nord	**3.9**		**2.7**				**Apfelbaum & Seelbach 1983**

La productivité urbaine de l'Épervier brun au Québec

Joanna L. Coleman et David M. Bird, Centre d'ornithologie et de conservation des oiseaux, Université McGill, Ste-Anne-de-Bellevue (Québec) H9X 3V9; joannalouisec@hotmail.com, bird@nrs.mcgill.ca

Depuis les années 1940, les populations d'Éperviers bruns [*Accipiter striatus*] ont chuté brusquement, probablement en raison de la chasse, de la collecte d'œufs (Bildstein et Meyer, 2000) et, ce qui est plus important, de l'utilisation très répandue du DDT (Snyder et coll., 1973). Dans les années 1970, l'espèce semblait s'être complètement rétablie (Bednarz et coll., 1990). Actuellement, elle n'est pas inscrite aux échelles provinciale ou fédérale comme étant vulnérable, menacée ou en voie de disparition. L'Épervier brun est probablement un des rapaces les plus nombreux au pays, bien que rarement observé (Kirk, 1997). Cependant, les données de tendance chez les populations canadiennes sont équivoques (Kirk et coll., 1995; Viverette et coll., 1996; Kirk, 1997; Kirk et Hyslop, 1998). Il n'y a aucune information concernant la taille de populations reproductrices précises (probablement parce que leurs nids sont difficiles à trouver; Kirk, 1997) et qu'il est pratiquement impossible de dénombrer les oiseaux du Canada, parce qu'ils se mêlent aux oiseaux d'autres régions sur les sites d'hivernage (Kirk et coll., 1995).

Néanmoins, les effectifs de population et les tendances démographiques peuvent être inférés de différentes sources. Bien que le Relevé des oiseaux nicheurs (BBS) soit la méthode la plus complète pour surveiller les populations nord-américaines d'oiseaux terrestres, sa portée est limitée aux habitats en bord de route, où il est peu probable d'observer des espèces qui vivent cachées dans les forêts comme les Accipitrinés. (Kirk et Hyslop, 1998). Les totaux du Recensement d'oiseaux de Noël peuvent avoir été gonflés par les participants qui dénombraient les oiseaux dans les mangeoires, une préoccupation particulière à l'Épervier brun qui chasse souvent près des mangeoires. Ce biais augmente dans les hautes altitudes, où les observateurs de mangeoires représentent une proportion plus grande de participants et où plus d'oiseaux hivernants visitent les mangeoires. Donc, les Recensements d'oiseaux de Noël sont moins fiables pour estimer les tendances chez les populations d'Éperviers bruns au Canada qu'ailleurs (Dunn, 1995).

La majeure partie de l'information disponible concernant les populations d'Éperviers bruns provient des données de dénombrement de migration. On aperçoit rarement l'Épervier brun pendant la saison de reproduction, mais les migrateurs se regroupent le long des voies de migration très empruntées. Les populations du Nord-Est possèdent deux principales voies de migration : le parcours continental le long de la chaîne des Appalaches le plus à l'est est principalement utilisé par les adultes, alors que les juvéniles ont tendance à suivre la côte de l'Atlantique (Viverette et coll., 1996). Les belvédères le long de ces parcours sont utilisés comme sites de dénombrement depuis le début du XX^{e} siècle. Ces dénombrements sont peut-être la plus importante source de données sur de nombreuses populations de rapaces, mais leur capacité de discerner les tendances a été mise en question en raison du biais introduit par les efforts variables des observateurs d'une année à l'autre et de l'influence des conditions météorologiques sur le comportement migratoire (Bednarz et coll., 1990). Cependant, lorsqu'elles sont combinées, les données de différents sites d'observation, elles semblent être de

Tableau 3. Comparaison des paramètres de reproduction des Éperviers bruns à partir de Montréal jusqu'à d'autres emplacements en Amérique du Nord.

Emplacement	N° de petits dans la couvée	Réussite de l'éclosion	N° d'oisillons (pouvant être bagués)	% d'immatures (femelle/mâle)	Couples d'un an (%)	% de réussite de la nidification	Référence
Montréal	4.5	85.1	3.8 (3.1)	30.0/26.3	16.0	60 (30-100)	
Wisconsin	4.3		-3.6	28/11	5.0		Jacobs, données non-publ.; Jacobs & Semo 1997
Écosse				15/18	6.3		Newton 1991
Oregon	4.6	70.0		0/0	--	91.7	Reynolds & Wight 1978
Missouri	4.5		3.5				Wiggers & Kritz 1994
Nouveau Brunswick		87.0		0/0	--	95.0	Meyer 1987
Amérique du nord	3,9		2.7				Apfelbaum & Seelbach 1983

précieux indicateurs des tendances sur de longues périodes et de grandes régions géographiques (Bednarz et coll., 1990; Titus et Fuller, 1990).

Kirk et Hyslop (1998) ont examiné les tendances démographiques et la situation de nombreux rapaces du Canada, selon diverses sources de données. Dans l'ensemble, les populations d'Éperviers bruns ont augmenté depuis le milieu des années 1960 jusqu'au milieu des années 1990, selon le BBS et le Recensement des oiseaux de Noël, mais elle a connu un déclin de 1985 à 1994, selon le BBS. Cela correspond à un déclin de 92 p. 100 entre 1979 et 1992 à Cape May Point (New Jersey) et un déclin de 23 p. 100 à la même période à Hawk Mountain (Pennsylvanie) (Viverette et coll., 1996). Bien que les dénombrements à d'autres belvédères de l'Est aient également subit un déclin, cela n'a pas été le cas sur les sites à l'ouest des Grands Lacs (Kerlinger, 1993). Depuis 1992, les dénombrements d'Éperviers bruns sont à la hausse à Cape May Point. Cela peut être un signe qu'une population distincte dans les Maritimes se rétablie des effets de pullulations de tordeuses de bourgeons de l'épinette et de la pulvérisation afférente de pesticides à la fin des années 1970. Les Éperviers bruns de cet endroit ont été touchés par des déclins qu'ont connu les oiseaux chanteurs qui sont leurs proies, causés par une réduction de la disponibilité d'une vaste gamme d'insectes, de même que par une perte du couvert de nidification entraînée par une défoliation très répandue. D'un autre côté, les dénombrements à Hawk Mountain ont continué à diminuer légèrement (N. Bolgiano, données inédites), ce qui pourrait corroborer certaines preuves de déclins récents chez les populations du Canada (Kirk et Hyslop, 1998).

© David A. Kirk

Une partie de ce déclin peut être attribuée à un déplacement des populations hivernantes au nord de ces belvédères de plus de 7 p. 100 par année entre 1979 et 1989 (Viverette et coll., 1996). Des déclins ont été signalés le long du parcours côtier quatre ans avant qu'une tendance similaire ne soit remarquée à Hawk Mountain (Laura, 1992), ce qui pourrait refléter une plus grande tendance de juvéniles qui modifient leurs habitudes de migration (Viverette et coll., 1996), mais pourrait également indiquer une diminution de la productivité. Bohall Wood et coll. (1996) ont trouvé des niveaux plus élevés de DDE et de BPC (connus pour réduire la productivité) chez les migrateurs échantillonnés dans les belvédères de l'Est plutôt que ceux aux sites à l'ouest des Grands Lacs. La disponibilité réduite d'habitats de reproduction convenables en raison de l'urbanisation, de la foresterie et/ou du vieillissement des forêts est peut-être également un facteur en jeu (Viverette et coll., 1996).

Pour évaluer les effets de l'urbanisation sur la productivité de l'Épervier brun, des paramètres de succès de reproduction ont été mesurés pour 25 nids d'Éperviers bruns entre 1999 et 2001. L'aire d'étude était située dans le Sud-Ouest du Québec, une région qui a perdu plus de 75 p. 100 de son couvert forestier depuis le peuplement. La région est dominée par la ville de Montréal, laquelle possède le moins d'espace vert (seulement 10 p. 100 en est boisé) par personne comparativement à toutes les autres villes canadiennes (gouvernement du Canada, 1996).

Le succès général de nidification a été établi en divisant le nombre de nids ayant du succès par le nombre de nids actifs. Un nid est considéré actif si des œufs ont été pondus, si une femelle est présente en position d'incubation ou si un membre du couple ou les deux démontrent des comportements défensifs. Les parents putatifs étaient classés adultes ou immatures, selon leur plumage. Dans la mesure du possible, nous avons utilisé un miroir sur poteau pour mesurer la taille de la couvée et le succès d'éclosion. La taille moyenne d'une couvée de 4,5 (tableau 3) se situait à l'intérieur de la normale (de 4 à 5) pour les Éperviers bruns se reproduisant dans les climats tempérés (Bildstein et Meyer, 2000). La taille de couvée peut être touchée par la qualité de l'habitat et, du moins pour l'Épervier d'Europe (*A. nisus*) très apparenté à l'Épervier brun, les nids ayant le plus d'œufs reproduisent plus de petits (Newton, 1991).

Le succès d'éclosion est une mesure précieuse de la santé de la population, et le taux moyen de cette population se compare aux plus grandes valeurs signalées pour l'Amérique du Nord. La taille de la couvée et le nombre moyen d'oisillons qui atteignent l'âge de baguage (c.-à-d. au moins 12 jours) sont également à l'intérieur des normales obtenues pour d'autres populations d'Éperviers bruns.

Le pourcentage relativement élevé d'oiseaux reproducteurs immatures est digne d'être noté. Les jeunes mâles et femelles avaient sensiblement les mêmes probabilités de repro-

duction, et les accouplements de jeunes ont eu lieu assez fréquemment et ne semblaient pas provoquer la diminution du succès. D'autres études ont montré que la productivité était plus basse pour les couples contenant un jeune que pour les couples d'adultes (Jacobs et Semo, 1997) et qu'elle était la plus basse pour l'accouplement entre jeunes (Newton, 1991). Des proportions plus élevées de jeunes reproducteurs sont souvent observées lorsque les conditions environnementales sont particulièrement favorables à la reproduction, c.-à-d. une nourriture abondante et/ou une bonne qualité d'habitat (Newton, 1979). Une étude à plus long terme permettrait peut-être d'établir si la population de Montréal contient régulièrement plus de reproducteurs immatures que les autres populations et déterminer les conditions environnementales à la base de ce phénomène.

Cependant, le succès de nidification était assez bas à 60 p. 100 et il laissait voir une différence considérable entre les années (1999 : 100 p. 100 [n=7]; 2000 : 30 p. 100 [n=10]; 2001 : 62,5 p. 100 [n=8]). Il est difficile d'inférer les raisons de cette variation de succès. Bien que les nids aient été plus dérangés en 2000–2001 au cours de cette étude qu'ils ne l'ont été en 1999 lorsqu'on observait les nids seulement, une analyse soignée des circonstances particulières entourant chaque échec indique que la perturbation causée par le chercheur n'était pas la cause. Les conditions météorologiques ont probablement joué un rôle dans l'augmentation des échecs de nidification, surtout en 2000. Le temps inclément peut réduire la disponibilité des proies et l'efficacité de chasse des rapaces, tout en augmentant leurs besoins énergétiques et la mortalité des oisillons. Le temps pluvieux a été lié à une réduction de la productivité chez les Balbuzards pêcheurs (*Pandion haliaetus*) (Odsjö et Sondell, 1976), les Aigles noirs (*Ictinaetus malayensis*; Gargett, 1977) et les Éperviers d'Europe. À Montréal, l'été 2000 est arrivé tardivement et a été caractérisé par des températures anormalement froides et par des précipitations au-dessus de la moyenne (A. Julien, comm. pers.). La différence du succès de nidification entre les années de l'étude n'est peut-être rien d'autre qu'un artéfact, comme en témoignent la saine taille des couvées et les taux de succès d'éclosion.

Dans l'ensemble, nos résultats n'indiquent pas de déclin dans la population d'Éperviers bruns dans la région de Montréal. On a trouvé qu'une grande variété de rapaces, y compris la Buse à épaulettes (*Buteo lineatus*), le Petit-duc maculé (*Otus asio*), le Milan du Mississippi (*Ictinia mississippiensis*) et l'Épervier de Cooper (*A. cooperii*) étaient aussi productifs, et même davantage, dans les aires urbaines que dans les aires rurales (Bloom et McCrary, 1996; Gehlbach, 1996; Parker, 1996; Rosenfield et coll., 1996, respectivement). Bien qu'une étude de productivité à court terme ne puisse prédire les tendances à long terme pour cette population, elle fournit des données de base et des sites éventuels de nidification qui serviront de point de départ à une étude à plus long terme.

Références

Apfelbaum, S. I. et P. Seelbach. 1983. *Nest tree, habitat selection and productivity of seven North American raptor species based on the Cornell University nest record card program* J. Raptor Res. 17:97-113.

Bednarz, J.C., D. Klem Jr., L.J. Goodrich et S.E. Senner. 1990. *Migration counts of raptors at Hawk Mountain, Pennsylvania, as indicators of population trends, 1934-1986*. Auk 107:96-109.

Bildstein, K. L. et K. Meyer. 2000. *Sharp-shinned Hawk* (Accipiter striatus), nº 482 dans *The Birds of North America* (A. Poole et F. Gill, réd.). La Academy of Natural Sciences, Philadelphie et la American Ornithologists' Union, Washington, DC.

Bloom, P.H. et M.D. McCrary. 1996. *The urban Buteo: Red-shouldered Hawks in southern California* dans « Raptors in Human Landscapes » (D.M. Bird, D.E. Varland et J.J. Negro, réd.). Academic Press, San Diego, CA.

Bohall Wood, P., C. Viverette, L. Goodrich, M. Pokras et C. Tibbott. 1996. *Environmental contaminant levels in Sharp-shinned Hawks from the eastern United States*. J. Raptor Res. 30:136-44.

Dunn, E.H. 1995. *Bias in Christmas Bird Counts for species that visit feeders*. Wilson Bull. 107:122-130.

Gargett, V. 1977. *A 13-year population study of the Black Eagles in the Matapos, Rhodesia*. Ostrich 48:17-27.

Gehlbach, F.R. 1996. *Eastern Screech Owls in suburbia: a model of raptor urbanization*, dans « Raptors in Human Landscapes » (D.M. Bird, D.E. Varland et J.J. Negro, réd.), Academic Press, San Diego, CA.

Government of Canada. 1996. *L'état de l'environnement au Canada*. Ministère des Travaux publics et des Services gouvernementaux. Gloucester (Ontario),

Jacobs, E.A. et L.S. Semo. 1997. *Reproductive performance and nesting phenology of adult and yearling Sharp-shinned Hawks* (Accipiter striatus) *in Wisconsin*. Assemblée annuelle de la Raptor Research Foundation, Savannah, GA. [résumé].

Kerlinger, P. 1993. *Sharp-shinned Hawk populations in free-fall*. Winging It 5(9):10-11.

Kirk, D.A. 1997. *Update COSEWIC Status report on Sharp-shinned Hawk*, Accipiter striatus. Rapport inédit pour le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.

Kirk, D.A., D. Hussell, et E. Dunn. 1995. *Raptor population status and trends in Canada*. Bird Trends 4:2-9, Service canadien de la faune, Ottawa.

Kirk, D.A. et C. Hyslop. 1998. *Population status and recent trends in Canadian raptors: a review*. Biol. Conserv. 83:91-118.

Laura, T. 1992. *Northern Appalachians Region Summary*. HMANA Hawk Migration Studies. 17:40-54.

Meyer, K.D. 1987. *Sexual size dimorphism and the behavioural ecology of breeding and wintering Sharp-shinned Hawks* (Accipiter striatus). Mémoire de doctorat, Univ. North Carolina, Chapel Hill, NC.

Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. Buteo Books, Vermillion, SD, 1979.

Newton, I. 1991. *The Sparrowhawk*. T & A.D. Poyser Ltd. Staffs, G.-B.

Odsjö, T. et J. Sondell. 1976. *Reproductive success in Ospreys* Pandion haliaetus *in southern and central Sweden 1971-1973*. Ornis. Scand. 7:71-84.

Parker, J.W. 1996. *Urban ecology of the Mississippi Kite*, dans « Raptors in Human Landscapes » (D.M. Bird, D.E. Varland et J.J. Negro, réd.). Academic Press, San Diego, CA.

Reynolds, R.T. et H.M. Wight. 1978. *Distribution, density, and productivity of accipiter hawks breeding in Oregon*. Wilson Bull. 90:182-196.

Rosenfield, R.N., J. Bielefeldt, J.L. Affeldt et D.J. Beckmann. 1996. *Urban nesting biology of Cooper's Hawks in Wisconsin*, dans « Raptors in Human Landscapes » (D.M. Bird, D.E. Varland et J.J. Negro, réd.). Academic Press, San Diego, CA.

Snyder, N.F., H.A. Snyder, J.F. Lincer et R.T. Reynolds. 1973. *Organochlorines, heavy metals, and the biology of North American accipiters*. BioScience 23:300-305.

Titus, K. et M.R. Fuller. 1990. *Recent trends in counts of migrant hawks from northeastern North America*. J. Wildl. Manage. 54:463-470.

Viverette, C.B., S. Struve, L. Goodrich et K.L. Bildstein. 1996. *Decreases in migrating Sharp-shinned Hawks* (Accipiter striatus) *at traditional raptor-migration watch sites in eastern North America*. Auk 113:32-40.

Wiggers, E.P. et K.J. Kritz. 1994. *Productivity and nesting chronology of the Cooper's Hawk and Sharp-shinned Hawk in Missouri*. J. Raptor Res. 28:1-3.

Tendances démographiques de la Buse à épaulettes en Ontario

Debbie S. Badzinski, Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0; dbadzinski@bsc-eoc.org

La Buse à épaulettes (*Buteo lineatus*), autrefois, le rapace diurne le plus commun dans les forêts de feuillus de l'Est de l'Amérique du Nord, a connu un déclin spectaculaire dans l'ensemble du continent au cours du dernier siècle (Crocoll, 1994). Au Canada, la Buse à épaulettes est un oiseau nicheur rare à peu répandu à l'échelle locale dans le Sud de l'Ontario, le Sud-Ouest du Québec et le Sud du Nouveau-Brunswick (Austen et coll., 1994). Elle est inscrite à la liste des espèces préoccupantes au Canada et à celle des espèces vulnérables en Ontario. Les dernières estimations pour le Canada sont de 2 000 à 5 000 couples (Kirk et coll., 1995).

L'aire de reproduction de la Buse à épaulettes en Amérique du Nord s'étend vers le sud depuis le Michigan, l'Ontario, le Québec et le Nouveau-Brunswick jusqu'à la région du golfe du Mexique aux États-Unis et au centre du Mexique. L'Ontario renferme 5 p. 100 environ de son aire de reproduction nord-américaine totale (Austen et coll., 1994). Quatre-vingt-dix pour cent des observations relatives à la reproduction de la Buse à épaulettes en Ontario ont lieu dans la région de la plaine du Saint-Laurent et des lacs Ontario et Érié, quelques aires de reproduction supplémentaires existant dans les forêts caroliniennes et boréales méridionales. L'espèce niche rarement dans le Nord de l'Ontario, mais il se peut qu'elle ait étendu son aire de répartition dans cette direction au cours des dernières années (Études d'Oiseaux Canada, données inédites).

La Buse à épaulettes se trouve dans un large éventail de types de forêts en Amérique du Nord, mais préfère de grandes étendues de forêts mixtes anciennes ou matures, en particulier les régions riveraines de feuillus au bas d'une vallée et les marécages inondés où poussent des feuillus. Cette espèce a besoin d'un couvert forestier fermé pour se reproduire avec succès et elle est vulnérable aux modifications de la structure forestière qui suivent la récolte du bois d'œuvre (Crocoll, 1994). Les pratiques forestières entraînent de plus une réduction du couvert fermé dont bénéficie en général la Buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*), qui peut alors faire disparaître la Buse à épaulettes, ou lui faire concurrence dans les parcelles de forêt (Bryant, 1986).

En raison de sa dépendance de grandes forêts matures et des pratiques de gestion forestière qui peuvent nuire à l'espèce, le Programme d'évaluation de la faune du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario a choisi la Buse à épaulettes comme espèce indicatrice clé de la santé des forêts. En réponse, Études d'Oiseaux Canada, en collaboration avec ce programme, a mis en branle en 1991 le Red-shouldered Hawk and Spring Woodpecker Survey. Ce relevé vise tout particulièrement à fournir des données statistiquement fiables sur les tendances

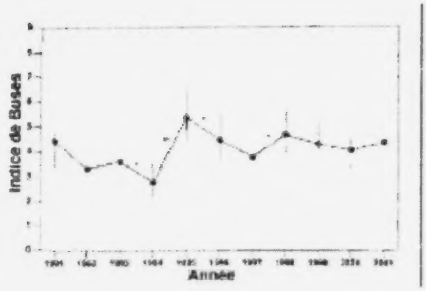


Figure 2. Les indices annuels estimés des dénombrements de Buses à épaulettes de 1991 à 2001. **La marge de confiance à 95 p. 100 reflète des différences par rapport à 2001. Des différences importantes ultérieures d'une année à l'autre sont indiquées : + =P<0,10, * =P<0,05, ** = P<0,01.**

démographiques de la Buse à épaulettes (ainsi que sur celles du Grand Pic et du Pic maculé) et à déterminer si les pratiques de gestion forestière ont une incidence négative sur ces espèces (Badzinski, 2001).

Le Red-shouldered Hawk and Spring Woodpecker Survey, qui s'effectue depuis le bord des routes, utilise des enregistrements de cris auxquels les Buses à épaulettes répondent. L'écoute passive ou l'observation visuelle permet de noter la présence d'autres rapaces et de certaines espèces de pics. Ce relevé n'est effectué que dans l'habitat de forêt mixte ou de feuillus dans le centre de l'Ontario, l'aire de reproduction principale de la Buse à épaulettes. Des analyses de puissance ont montré que le nombre actuel de parcours (93 parcours en 2001) permet de déceler toutes les modifications importantes de la taille de la population des Buses à épaulettes provoquées par les pratiques de gestion forestière ou d'autres perturbations (Whittam et Francis, 1999).

Des modèles de régression de Poisson ont servi au calcul d'indices de population annuelle de la Buse à épaulettes de 1991 à 2001. Cette approche a également servi à estimer les tendances à long terme pour cet oiseau, en supposant que, chaque année, la même proportion de la population a changé (voir Badzinski, 2001, pour obtenir plus de détails).

Selon les données relatives aux tendances de la population recueillies par le Red-shouldered Hawk and Spring Woodpecker Survey de 1991 à 2001, malgré des fluctuations annuelles, la population de Buses à épaulettes ne présente pas de modifications significatives et semble donc stable (pente de +1,3 p. 100 par année, P = 0,15) (figure 2). L'accroissement considérable en matière d'observations des Buses à épaulettes en 1995 et en 1998 découle peut-être de l'amélioration de la qualité des rubans ces années-là (Francis, 1999). La qualité des rubans est normalisée depuis 1998, et les indices de la population ont peu changé depuis ce temps. La plus forte densité de Buses à épaulettes se trouve dans l'Est de l'Ontario, près de Kingston (figure 3).

Les données à long terme (de 1967 à 2000) recueillies dans le cadre du Relevé des oiseaux nicheurs (BBS) au Canada montrent également que la population de Buses à épaulettes n'a pas beaucoup changé (+0,30 p. 100, N = 21 parcours; Sauer et coll., 2001); les données du BBS pour toute l'Amérique du Nord, pendant la même période, indiquent une augmentation importante de la population (+2,6 p. 100 par année, N = 809, Sauer et coll., 2001). Il est toutefois important de se souvenir que le BBS n'est peut-être pas un moyen efficace de surveillance de la Buse à épaulettes parce que ces oiseaux se remarquent très facilement et sont, par conséquent, facilement repérés pendant la période précédant l'incubation (de la fin d'avril au début de mai en Ontario), c'est-à-dire bien avant le moment où a lieu le BBS (en juin).

Figure 3. Répartition des Buses à épaulettes (nombre moyen par parcours), enregistrée par le relevé printanier des buses à épaulettes et des pics de 1991 à 2001.

Les données du Red-shouldered Hawk and Spring Woodpecker Survey et d'autres dénombrements d'oiseaux semblent indiquer que la population de Buses à épaulettes de l'Ontario est stable ou légèrement à la hausse. Cependant, en raison de ses exigences particulières en matière d'habitat, il est peu probable que cette espèce redevienne aussi nombreuse qu'elle l'a déjà été. La modification continuelle de son habitat de prédilection par les pratiques forestières et la perte généralisée des forêts causée par l'urbanisation constituent toujours des menaces. Il est nécessaire de poursuivre la surveillance de la Buse à épaulettes et d'autres rapaces habitant les forêts afin que ces populations demeurent stables.

Kandyd Szuba © OMNR

Remerciements

Merci à tous les observateurs dévoués qui, de 1991 à 2001, ont fait le relevé de la Buse à épaulettes et recueilli ces données précieuses.

Références

Austen, M.A., M.D. Cadman et R.D. James. 1994. *Ontario Birds at Risk: status and conservation needs*. Federation of Ontario Naturalists, Don Mills, Ontario et Long Point Bird Observatory, Port Rowan, Ontario, 1994.

Badzinski, D.S. 2001. *The Red-shouldered Hawk and Spring Woodpecker Survey – 2001 Final Report*. Rapport inédit d'Études d'Oiseaux Canada pour le Programme d'évaluation de la faune, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

Bryant, A.A. 1986. *Influence of selective logging on red-shouldered hawks,* Buteo lineatus, *in Waterloo region, Ontario, 1953-1978*. Can. Field Nat. 100:520-525.

Crocoll, S. 1994. *Red-shouldered Hawk* (Buteo lineatus) dans «The Birds of North America, no 107 » (A. Poole et F. Gill, éditeurs). The Birds of North America Inc., Philadelphie, PA.

Francis, C.M. 1999. *Red-shouldered Hawk and Spring Woodpecker Survey – 1998 Final report*. Rapport inédit d'Études d'Oiseaux Canada pour le Programme d'évaluation de la faune, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

Kirk, D.A., D.J. Hussell et E. Dunn. 1995. *Statut et tendances des populations de rapaces au Canada*. Tendances chez les oiseaux, 4:2-9.

Sauer, J.R., J.E. Hines et J. Fallon. 2001. *The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966 - 2000, version 2001.2*, USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD. http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs.html (anglais seulement).

Whittam, B. et C.M. Francis. 1999. *Red-shouldered Hawk and Spring Woodpecker Survey – 1999 Final Report*. Rapport inédit d'Études d'Oiseaux Canada pour le Programme d'évaluation de la faune, ministère des Richesse naturelles de l'Ontario.

Le rétablissement du Pygargue à tête blanche dans le Sud de l'Ontario (de 1980 à 2001)

Debbie S. Badzinski, Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0; dbadzinski@bsc-eoc.org

Partout dans son aire de répartition, le Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocepahus*) a connu des fluctuations spectaculaires au cours des deux derniers siècles. Au Canada, le Pygargue à tête blanche était autrefois commun dans toutes les Maritimes, sur la côte du Pacifique et autour des grands plans d'eau de la Saskatchewan, du Manitoba et de l'Ontario. L'espèce était jadis répartie partout en Ontario depuis la région des lacs Ontario et Érié et vers le nord jusqu'à la limite des arbres (Austen et coll., 1994), mais de nos jours elle n'est commune que dans le Nord de l'Ontario. En 1998, 1 193 nids actifs ont été repérés dans le Nord-Ouest de l'Ontario et 185 dans le Nord-Est de cette province, ce qui représente une augmentation considérable par rapport aux 719 et 85 nids, respectivement, de 1990 (Grier et coll., 1998). Dans le Sud de l'Ontario, le Pygargue à tête blanche, qui a presque disparu au début des années 1960, s'est rétabli et il existe maintenant une petite population qui augmente lentement (Badzinski, 2001).

Avant que la colonisation ne commence dans la région au début du XVIIIe siècle, le Pygargue à tête blanche était abondant sur la rive nord des lacs Érié et Ontario (Brownell et Oldham, 1980). On estime que 200 couples nichaient depuis la rivière des Outaouais jusqu'aux lacs Ontario et Érié, et que la densité des nids atteignait un nid au mille sur le rivage du lac Érié (Weekes, 1974). La perte de l'habitat de nidification et d'alimentation, entraînée par le déboisement des terres pour l'agriculture, ainsi que les persécutions anthropiques directes, ont provoqué un déclin du nombre de Pygargues à tête blanche dans le Sud des Grands Lacs (Austen et coll., 1994).

L'adoption de lois qui la protègent, dont la Loi sur la chasse et la pêche du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, en 1890, et la American Bald Eagle Act, en 1940, avait en 1950 aidé la population à revenir à une centaine de couples (Weekes, 1974). Toutefois, ce rétablissement a été de courte durée en raison de l'apparition de pesticides synthétiques chlorés, comme le DDT et les BPC, dans la chaîne alimentaire aquatique des Grands Lacs. L'accumulation biologique de

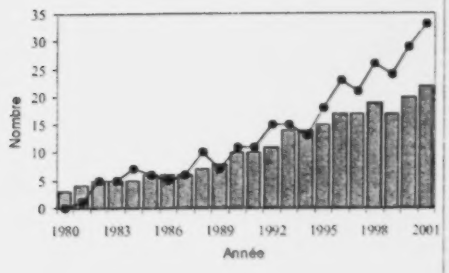


Figure 4. Nombre de nids actifs de Pygargues à tête blanche dans le Sud de l'Ontario (barres), et le nombre total d'aiglons nés (points) entre 1980 et 2001.

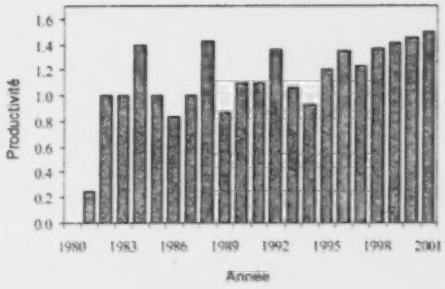


Figure 5. Productivité (le nombre moyen d'oisillons qui prennent leur envol par nid actif) de Pygarges à tête blanche dans le Sud de l'Ontario entre 1980 et 2001.

DDT, et de son produit de dégradation, le DDE, dans l'organisme des Pygargues à tête blanche adultes a entraîné un échec généralisé de la reproduction en causant la mort des embryons et l'amincissement des coquilles d'oeufs (Donaldson et coll., 1999).

Bien que le Canada et les États-Unis aient considérablement limité l'utilisation des DDT et resserré les règlements relatifs au mode de disposition des produits chimiques d'usage industriel au début des années 1970 (Neilson et Pollock, 2001), les effets ont continué à se faire sentir pendant de nombreuses années (Brownell et Oldham, 1980). En 1980, la population de Pygargues à tête blanche des Grands Lacs a connu un échec reproductif complet : il n'y a eu que trois nids actifs le long de la rive nord du lac Érié cette année-là, et aucun petit n'a vu le jour (McKeane et Weseloh, 1993). Le Pygargue à tête blanche a été inscrit à la liste des espèces en voie de disparition de 1978 à 1984, après quoi le COSEPAC a déterminé que l'espèce était « non en péril », puisqu'il existe de grandes populations saines le long de la côte ouest et dans la région boréale du Canada (Neilson et Pollock, 2001). En Ontario, le Pygargue à tête blanche conserve la désignation provinciale d'espèce en voie de disparition qu'il a reçue en 1973.

Le Southern Ontario Bald Eagle Monitoring Project, qui a débuté en 1983, est une entreprise à laquelle collaborent le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, le Service canadien de la faune, Études d'Oiseaux Canada, des organismes communautaires, des propriétaires fonciers et des bénévoles qui surveillent les nids. Chaque année, les propriétaires fonciers et les bénévoles recueillent des données précieuses sur le moment où a lieu la nidification du Pygargue à tête blanche, sur son activité et sur sa productivité (nombre moyen de petits par nid), ce qui permet à des biologistes de surveiller la situation de la population.

En outre, de 1983 à 1999, chacun des aiglons de l'étude a été pesé, mesuré et bagué, et des échantillons de sang et de plumes ont été prélevés sur les petits entre 1990 et 1999, ce qui a permis de surveiller le niveau des contaminants et des métaux lourds. Les données recueillies par ces études sur le terrain montrent qu'au milieu des années 1990, le niveau des contaminants avait considérablement diminué (Donaldson et coll., 1999). Une augmentation du nombre de nids et de la productivité, ainsi qu'une amélioration de la santé générale de la population de Pygargues à tête blanche des Grands Lacs, a coïncidé avec la diminution des contaminants (figures 4 et 5).

En 2001, 33 aiglons ont été produits dans 22 nids actifs, ce qui représente une amélioration considérable par rapport à 1980 (figure 4, tableau 4). La productivité des nids a beaucoup varié annuellement de 1980 à 1995, mais la productivité globale a augmenté pendant cette période (figure 5). Au cours des cinq dernières années, la productivité semble s'être stabilisée entre 1,4 et 1,5 jeune qui prend son envol par nid actif, ce qui, vraisemblablement, suffit au

Tableau 4. Résumé des activités de nidification des Pygargues à tête blanche dans le Sud de l'Ontario en 2001.

Paramètre de reproduction	Valeur
Nombre de territoires occupés :	27
Lac Érié	16
Lac Huron	4
Rivière Detroit	2
Lac Sainte-Claire	1
Fleuve St-Laurent	1
Terres intérieures – Est de l'Ontario	3
Nombre de nids actifs	22
Nombre de couvées réussies	20 (91%)
Nids qui ont produit un oisillon	7
Nids qui ont produit deux oisillons	13
Nids qui ont produit trois oisillons	0
Nombre total d'oisillons produits	33
Oisillons par territoire occupé	1.2
Oisillons par couvée réussie	1.8
Productivité (oisillons par nid actif)	1.5

maintien d'une population stable. À l'heure actuelle, la plupart des nids de Pygargues à tête blanche du Sud de l'Ontario (59 p. 100) se trouvent le long de la rive nord du lac Érié, mais l'espèce n'est pas encore revenue sur la rive nord du lac Ontario, probablement parce qu'il n'y a pas d'habitat convenable loin des établissements anthropiques.

Les perspectives sont bonnes pour le rétablissement du Pygargue à tête blanche dans le Sud de l'Ontario, mais des préoccupations subsistent à propos de la viabilité à long terme de cette population. Les Pygargues à tête blanche du Sud de l'Ontario semblent avoir une espérance de vie écourtée, soit de huit à onze ans, alors que les oiseaux appartenant à d'autres populations peuvent atteindre jusqu'à trente ans (Whittam, 2000). L'empoisonnement par les métaux lourds explique peut-être l'espérance de vie réduite des Pygargues de la région des Grands Lacs. Au cours des dernières années, l'organisme de plusieurs Pygargues à tête blanche trouvés morts en Ontario renfermait des niveaux de mercure et de plomb élevés. L'exposition à long terme à ces contaminants peut limiter leurs capacités reproductives, modifier leur comportement et nuire à leur capacité de s'alimenter, accroître leur vulnérabilité à la maladie et même provoquer la mort. Déterminer si l'exposition à long terme aux métaux lourds est responsable de la diminution de la longévité est l'une des principales questions auxquelles s'attaquera dans l'avenir le Southern Ontario Bald Eagle Monitoring Project.

our en savoir davantage ur le Southern Ontario ald Eagle Monitoring roject, veuillez ommuniquer avec ebbie Badzinski, oordonnatrice du outhern Ontario Bald agle Monitoring Project, tudes d'Oiseaux Canada, .P. 160, Port Rowan Ontario) N0E 1M0; 888 448-2473; badzinski@bsc-eoc.org

Références

Austen, M. J. W., M. D. Cadman et R. D. James. 1994. *Ontario Birds at Risk: status and conservation needs*. Federation of Ontario Naturalists et Long Point Bird Observatory, Ontario, 165 p.

Badzinski, D. 2001. *Southern Ontario Bald Eagle Monitoring Project: 2001 Final Report*, 16 p. Rapport inédit d'Études d'Oiseaux Canada pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et le Service canadien de la faune.

Brownell, V.R. et M.J. Oldham. 1980. *Status report on the Bald Eagle in* Canada, Haliaeetus leucocephalus. Préparé par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario pour le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.

Donaldson, G.M., J. L. Shutt et P. Hunter. 1999. *Organochlorine contamination in bald eagle eggs and nestlings from the Canadian Great Lakes*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 36: 70-80.

Grier, J.W., T. Armstrong, P. Hunter, S. Lockhart et B. Ranta. 2001. *Draft report on the status of Bald Eagles in Ontario*. MS Report, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Thunder Bay.

McKeane, L. et D.V. Weseloh. 1993. *La réintroduction du Pygargue à tête blanche au lac Érié*. Environment Canada, feuillet d'information EDE 93-3:1-12.

Neilson, A.L. et J.S. Pollock. 2001. *Les populations de pygargues à tête blanche dans la région des Grands Lacs : Sauvé de l'extinction*. Environnement Canada, Fiche d'information sur les Grands Lacs.

Weekes, F. 1974. *A survey of bald eagle nesting attempts in southern Ontario, 1969-1973*. Canadian Field-Naturalist, 88:415-41.

Whittam, B. 2000. *Southern Ontario Bald Eagle Monitoring Project, 2000 report*. 12 p. Rapport inédit d'Études d'Oiseaux Canada pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et le Service canadien de la faune.

La population de Pygargues à tête blanche au Nouveau-Brunswick

Rudy Stocek, École de gardes-forestiers des Maritimes, Fredericton (Nouveau-Brunswick) E3C 2G6, rstocek@mfrs.nb.ca

La population de Pygargues à tête blanche du Nouveau-Brunswick s'agrandit. Elle est composée d'oiseaux reproducteurs et d'oiseaux d'hivernage. Le Pygargue à tête blanche du Nord (*Haliaeetus leucocephalus alascanus*) est l'espèce résidente. La variété du Sud qui se retrouve beaucoup moins souvent (*H. l. leucocephalus*), fait partie de la population estivante. Les Pygargues qui passent l'été dans la province comprennent les adultes reproducteurs, les adultes non-reproducteurs, les immatures (subadultes) et plus tard au cours de la saison, les oiseaux juvéniles. Il est possible d'observer la plupart des oiseaux estivants le long de la baie de Fundy, des grandes rivières et des grands lacs des comtés du Sud-Ouest. Très peu de Pygargues sont aperçus dans l'Est et dans le

Tableau 4. Résumé des activités de nidification des Pygargues à tête blanche dans le Sud de l'Ontario en 2001.

Paramètre de reproduction	Valeur
Nombre de territoires occupés :	27
Lac Érié	16
Lac Huron	4
Rivière Detroit	2
Lac Sainte-Claire	1
Fleuve St-Laurent	1
Terres intérieures – Est de l'Ontario	3
Nombre de nids actifs	22
Nombre de couvées réussies	20 (91%)
Nids qui ont produit un oisillon	7
Nids qui ont produit deux oisillons	13
Nids qui ont produit trois oisillons	0
Nombre total d'oisillons produits	33
Oisillons par territoire occupé	1.2
Oisillons par couvée réussie	1.6
Productivité (oisillons par nid actif)	1.5

our en savoir davantage ur le Southern Ontario ald Eagle Monitoring roject, veuillez ommuniquer avec ebbie Badzinski, oordonnatrice du outhern Ontario Bald agle Monitoring Project, tudes d'Oiseaux Canada, .P. 160, Port Rowan Ontario) N0E 1M0; 888 448-2473; adzinski@bsc-eoc.org

maintien d'une population stable. À l'heure actuelle, la plupart des nids de Pygargues à tête blanche du Sud de l'Ontario (59 p. 100) se trouvent le long de la rive nord du lac Érié, mais l'espèce n'est pas encore revenue sur la rive nord du lac Ontario, probablement parce qu'il n'y a pas d'habitat convenable loin des établissements anthropiques.

Les perspectives sont bonnes pour le rétablissement du Pygargue à tête blanche dans le Sud de l'Ontario, mais des préoccupations subsistent à propos de la viabilité à long terme de cette population. Les Pygargues à tête blanche du Sud de l'Ontario semblent avoir une espérance de vie écourtée, soit de huit à onze ans, alors que les oiseaux appartenant à d'autres populations peuvent atteindre jusqu'à trente ans (Whittam, 2000). L'empoisonnement par les métaux lourds explique peut-être l'espérance de vie réduite des Pygargues de la région des Grands Lacs. Au cours des dernières années, l'organisme de plusieurs Pygargues à tête blanche trouvés morts en Ontario renfermait des niveaux de mercure et de plomb élevés. L'exposition à long terme à ces contaminants peut limiter leurs capacités reproductives, modifier leur comportement et nuire à leur capacité de s'alimenter, accroître leur vulnérabilité à la maladie et même provoquer la mort. Déterminer si l'exposition à long terme aux métaux lourds est responsable de la diminution de la longévité est l'une des principales questions auxquelles s'attaquera dans l'avenir le Southern Ontario Bald Eagle Monitoring Project.

Références

Austen, M. J. W., M. D. Cadman et R. D. James. 1994. *Ontario Birds at Risk: status and conservation needs*. Federation of Ontario Naturalists et Long Point Bird Observatory, Ontario, 165 p.

Badzinski, D. 2001. *Southern Ontario Bald Eagle Monitoring Project: 2001 Final Report*. 16 p. Rapport inédit d'Études d'Oiseaux Canada pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et le Service canadien de la faune.

Brownell, V.R. et M.J. Oldham. 1980. *Status report on the Bald Eagle in Canada, Haliaeetus leucocephalus*. Préparé pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario pour le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada.

Donaldson, G.M., J.E. Shutt et P. Hunter. 1999. *Organochlorine contamination in bald eagle eggs and nestlings from the Canadian Great Lakes*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 36: 70-80.

Grier, J.W., T. Armstrong, P. Hunter, S. Lockhart et B. Kiatta. 2001. *Draft report on the status of Bald Eagles in Ontario*. MS Report, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Thunder Bay.

McKeating, L. et D.V. Weseloh. 1991. *La réintroduction du Pygargue à tête blanche au lac Érié*. Environnement Canada, feuillet d'information EDE 91-3 F-12.

Neilson, A.L. et J.S. Pollock. 2001. *Les populations de pygargues à tête blanche dans la région des Grands Lacs : Sauver de l'extinction*. Environnement Canada, Fiche d'information sur les Grands Lacs.

Weekes, F. 1974. *A survey of bald eagle nesting attempts in southern Ontario, 1969-1973*. Canadian Field-Naturalist, 88: 415-41.

Whittam, B. 2000. *Southern Ontario Bald Eagle Monitoring Project, 2000 report*. 12 p. Rapport inédit d'Études d'Oiseaux Canada pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et le Service canadien de la faune.

La population de Pygargues à tête blanche au Nouveau-Brunswick

Rudy Storck, École de gardes-forestiers des Maritimes, Fredericton (Nouveau-Brunswick) E3C 2G6, rstorck@mbs.nb.ca

La population de Pygargues à tête blanche du Nouveau-Brunswick s'agrandit. Elle est composée d'oiseaux reproducteurs et d'oiseaux d'hivernage. Le Pygargue à tête blanche du Nord (*Haliaeetus leucocephalus alascanus*) est l'espèce résidente. La variété du Sud qui se retrouve beaucoup moins souvent (*H. l. leucocephalus*), fait partie de la population estivante. Les Pygargues qui passent l'été dans la province comprennent les adultes reproducteurs, les adultes non-reproducteurs, les immatures (subadultes) et plus tard au cours de la saison, les oiseaux juvéniles. Il est possible d'observer la plupart des oiseaux estivants le long de la baie de Fundy, des grandes rivières et des grands lacs des comtés du Sud-Ouest. Très peu de Pygargues sont aperçus dans l'Est et dans le

Nord, y compris dans le détroit de Northumberland (golfe du Saint-Laurent) et dans la baie des Chaleurs. La population d'hivernage inclut toutes les catégories d'âge.

Le Pygargue à tête blanche n'a jamais été un oiseau commun dans cette province; cependant, au cours des années 1930 et 1940, de 20 à 30 Pygargues ont été observés quotidiennement au cours de l'été dans les lieux de reproduction de la sauvagine dans le Centre du Nouveau-Brunswick (près du Grand Lac, dans le bassin de la rivière Saint-Jean). Les retours d'oiseaux bagués indiquent que la plupart de ces oiseaux étaient des juvéniles de la sous-espèce du Sud, s'écartant vers le nord à la suite d'envols précoces plus au sud (de la Floride par exemple). Très peu de nids ont été signalés à l'époque ou même avant dans la province (Squires, 1952) et, pendant que le nombre de Pygargues diminuait, peu de sites de nidification continuaient d'être actifs (Squires, 1976). La baisse du succès de nidification du Pygargue à tête blanche du Sud a probablement contribué au déclin estival au Nouveau-Brunswick (Stocek, 1979).

Le Pygargue à tête blanche a été inscrit sur la première liste provinciale d'espèces en péril en 1976 en raison de sa faible abondance et du peu d'aires de reproduction. Des relevés aériens ont été effectués afin d'évaluer la reproduction et la situation de 1974 à 1998. Des relevés annuels effectués au mois d'avril à partir d'aéronefs volant à basse altitude ont évalué le taux d'occupation des Pygargues dans les aires de reproduction, suivis d'une visite aérienne ou deux au milieu de l'été visant à établir le succès et la productivité. Des relevés au sol supplémentaires (auxquels ont souvent participé des bénévoles) ont été effectués de 1999 à 2001.

On a enregistré 138 aires de reproduction et 163 sites de nidification au Nouveau-Brunswick entre 1974 et 2001. La majorité des Pygargues nicheurs sont attirés par le Sud-Ouest de la province (figure 6).

Le nombre de nids occupés (figure 7) a augmenté de façon constante, passant de quinze nids observés au milieu des années 1970, à 68 en 1998. Un changement dans le taux d'occupation des nids est particulièrement évident pendant les années 1990, lorsque le nombre de couples reproducteurs augmentait rapidement. Le succès de nidification pour la plupart de ces années était bien au-dessus de 50 p. 100, avec un taux moyen de 67 p. 100 annuellement, sur une période de 25 ans (figure 8), sans tendance apparente. Des relevés au sol effectués de 1999 à 2002 ont signalé un taux de succès de 74 à 83 p. 100 pour 177 nids. Sprunt et coll. (1973) ont

Figure 6. La province du Nouveau-Brunswick montre le nombre d'aires de reproduction des Pygargues à tête blanche par municipalité entre 1974 et 2001. *Les deux valeurs de la municipalité de Charlotte (25 et 23) présentent les emplacements terrestres et marins. La plus grande île marine de la baie de Fundy est le Grand Manan.*

Figure 7. Nombre de nids occupés par les Pygargues à tête blanche au Nouveau-Brunswick de 1974 à 1998.

évalué que, pour maintenir une population stable, il faut qu'au moins 50 p. 100 des couples reproducteurs aient une moyenne de 0,7 petit par année. Les aires de reproduction marines, estuariennes, fluviales et lacustres sont utilisées pour la nidification dans la province, et elles ont toutes réalisé une productivité convenable (tableau 5). Le nombre de petits par nid occupé (figure 9) dépassait parfois 1,0, réalisant une moyenne de 0,94 pour la période de 25 ans. Le taux de reproduction signalé par les relevés au sol variait de 1,09 à 1,25 petit par nid occupé. Après une augmentation du nombre de petits élevés pendant les années 1970, il ne semblait pas avoir de tendance dans les données. Le nombre de petits par nidification réussie variait de 1,3 à 1,6 pendant la période du relevé. Le tableau 6 résume certains paramètres de population par intervalles de 5 ans sur une période de 25 ans.

Le Pygargue à tête blanche hivernait rarement autrefois au Nouveau-Brunswick, tel que le démontrent les observations isolées. Au début des années 1980, des dénombrements effectués en janvier par avion et par des bénévoles utilisant d'autres moyens ont compté moins de 25 oiseaux par année dans la région marine du Sud-Ouest de la province (y compris l'île Grand Manan) et dans la vallée inférieure de la rivière Saint-Jean. Une grande partie de l'activité hivernale a lieu dans les régions côtières de la baie de Fundy, à l'ouest de Saint-Jean. Le nombre de Pygargues à tête blanche hivernant le long du grand réseau hydrographique augmente actuellement, car la rivière n'est pas glacée pendant une plus longue période. La disponibilité des cerfs tués le long des routes et tués par l'hiver contribue probablement aussi à la croissance du nombre de Pygargues à tête blanche en hiver.

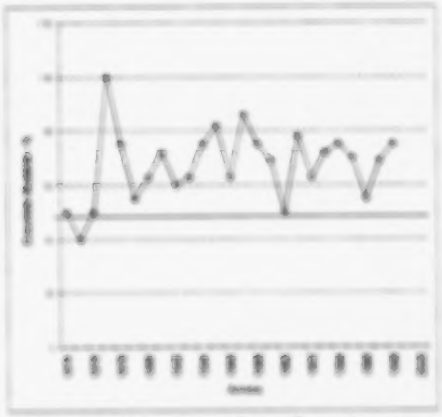


Figure 8. Pourcentage de couples nicheurs des Pygargues à tête blanche au Nouveau-Brunswick de 1974 à 1998. Le taux de succès de 50 p. 100 est indiqué.

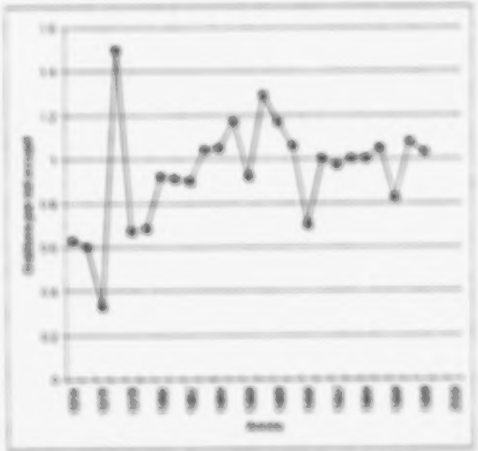


Figure 9. Productivité de la population reproductrice de Pygargues à tête blanche au Nouveau-Brunswick de 1974 à 1998, illustrée par le nombre d'oisillons qui ont pris leur envol par nid occupé.

Le Recensement d'oiseaux de Noël affiche également une augmentation du nombre relatif de Pygargues à tête blanche hivernants dans ses résultats de 1978 à 1998 (figure 10). Ces données ont été compilées pour trois sites côtiers (Eastport-Campobello, St. Andrews, Blacks Harbour) dans le Sud-Ouest du Nouveau-Brunswick, où les îles côtières sont utilisées comme dortoirs d'hiver. De 50 à 100 oiseaux ont été recensés sur certaines de ces îles (Ralph Eldridge, communication personnelle). Cette augmentation est probablement associée à l'augmentation considérable simultanée de sites de salmoniculture dans la même région. Jusqu'à ce que cette pratique soit interdite en 1998, les aquiculteurs donnaient souvent les carcasses de saumons éliminés comme nourriture aux Pygargues. Les décharges où sont souvent compostés les saumons attirent maintenant de 30 à 50 oiseaux par jour. Plus de 100 oiseaux ont été dénombrés le long de la côte sud-ouest et des îles en janvier 1992, 1994 et 1996. Selon les observations de bénévoles et de biologistes, de 200 à 300 Pygargues hivernants visitent actuellement cette région. Quatre grandes mangeoires d'oiseaux dans le Maine indiquent une augmentation du nombre de Pygargues à tête blanche hivernants, passant de 66 en 1981-1982 à 274 en 1984-1985. Les résultats du baguage démontrent que certains de ces oiseaux venaient du Nouveau-Brunswick (McCollough, 1986).

La dynamique de la population de Pygargues au Nouveau-Brunswick est probablement influencée par une variété d'activités humaines. La perte d'habitats de reproduction (principalement en raison de l'exploitation forestière et de la construction de routes), les perturbations anthropiques et la chasse ont toutes réduit le nombre d'aires de reproduction. Même avec des lois sur les espèces en péril, on continue de tirer sur les Pygargues de nos jours, bien qu'il semble que l'occurrence des tirs ait diminué considérablement. Les Pygargues immatures sont sujets aux effets du piégeage, de l'électrocution, des collisions et de l'émaciation. Des maladies et des parasites ont été observés pendant l'autopsie de quelques Pygargues. Bien qu'on ait effectué la pulvérisation des forêts au Nouveau-Brunswick de 1952 à 1986, en utilisant des DDT/DDE jusqu'en 1968, il n'existe aucune preuve que les Pygargues aient été touchés; le peu d'aires de reproduction actives des Pygargues au moment de la pulvérisation ne se trouvaient pas dans les zones visées. Cependant, les récentes activités humaines semblent profitables pour cette espèce, puisque les populations de reproduction et d'hivernage du Pygargue à tête blanche du Nouveau-Brunswick ont affiché une croissance remarquable au cours de la dernière décennie. Il est possible d'admirer cet impressionnant oiseau plus souvent qu'auparavant au Nouveau-Brunswick.

Tableau 5. Exemple de réussite de reproduction des Pygargues à tête blanche au Nouveau-Brunswick, par habitat de reproduction, de 1990 à 1996.

Habitat	Nids occupés	% de réussite	oisillons par nid occupé	oisillons par couvée réussie
Marin	53	65	0.96	1.47
Estuarien	51	76	1.04	1.37
Riverain	73	67	0.96	1.47
Lacustre	98	61	0.9	1.47

Tableau 6. Réussite de reproduction des Pygargues à tête blanche au Nouveau-Brunswick de 1974 à 1998 par intervalles de cinq ans.

Intervalle	Moyenne de nids occupés	Pourcentage moyen de réussite	Moyenne d'oisillons par nid occupé
1974 – 1978	16	63	0.75
1979 – 1983	22	63	0.89
1984 – 1988	30	76	1.12
1989 – 1993	34	66	0.95
1994 – 1998	53	69	1

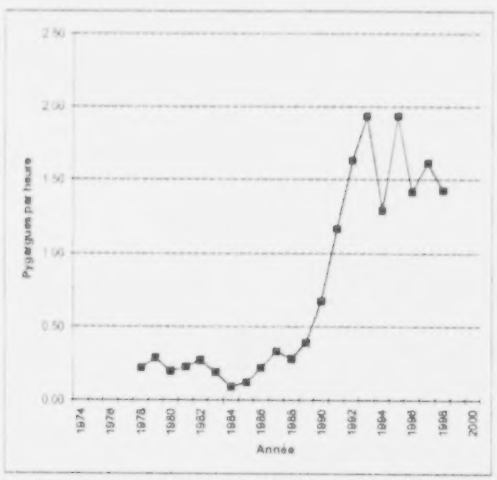


Figure 10. Nombre de Pygargues à tête blanche observées lors du Recensement des oiseaux de Noël pour trois stations côtières au Nouveau-Brunswick de 1978 à 1998, illustré par le nombre de Pygargues aperçus à l'heure.

Le Recensement d'oiseaux de Noël affiche également une augmentation du nombre relatif de Pygargues à tête blanche hivernants dans ses résultats de 1978 à 1998 (figure 10). Ces données ont été compilées pour trois sites côtiers (Eastport-Campobello, St. Andrews, Blacks Harbour) dans le Sud-Ouest du Nouveau-Brunswick, où les îles côtières sont utilisées comme dortoirs d'hiver. De 50 à 100 oiseaux ont été recensés sur certaines de ces îles (Ralph Eldridge, communication personnelle). Cette augmentation est probablement associée à l'augmentation considérable simultanée de sites de salmoniculture dans la même région. Jusqu'à ce que cette pratique soit interdite en 1998, les aquiculteurs donnaient souvent les carcasses de saumons éliminés comme nourriture aux Pygargues. Les décharges où sont souvent compostés les saumons attirent maintenant de 30 à 50 oiseaux par jour. Plus de 100 oiseaux ont été dénombrés le long de la côte sud-ouest et des îles en janvier 1992, 1994 et 1996. Selon les observations de bénévoles et de biologistes, de 200 à 300 Pygargues hivernants visitent actuellement cette région. Quatre grandes mangeoires d'oiseaux dans le Maine indiquent une augmentation du nombre de Pygargues à tête blanche hivernants, passant de 66 en 1981-1982 à 274 en 1984-1985. Les résultats du baguage démontrent que certains de ces oiseaux venaient du Nouveau-Brunswick (McCollough, 1986).

La dynamique de la population de Pygargues au Nouveau-Brunswick est probablement influencée par une variété d'activités humaines. La perte d'habitats de reproduction (principalement en raison de l'exploitation forestière et de la construction de routes), les perturbations anthropiques et la chasse ont toutes réduit le nombre d'aires de reproduction. Même avec des lois sur les espèces en péril, on continue de tirer sur les Pygargues de nos jours, bien qu'il semble que l'occurrence des tirs ait diminué considérablement. Les Pygargues immatures sont sujets aux effets du piégeage, de l'électrocution, des collisions et de l'émaciation. Des maladies et des parasites ont été observés pendant l'autopsie de quelques Pygargues. Bien qu'on ait effectué la pulvérisation des forêts au Nouveau-Brunswick de 1952 à 1986, en utilisant des DDT/DDE jusqu'en 1968, il n'existe aucune preuve que les Pygargues aient été touchés; le peu d'aires de reproduction actives des Pygargues au moment de la pulvérisation ne se trouvaient pas dans les zones visées. Cependant, les récentes activités humaines semblent profitables pour cette espèce, puisque les populations de reproduction et d'hivernage du Pygargue à tête blanche du Nouveau-Brunswick ont affiché une croissance remarquable au cours de la dernière décennie. Il est possible d'admirer cet impressionnant oiseau plus souvent qu'auparavant au Nouveau-Brunswick.

Tableau 5. Exemple de réussite de reproduction des Pygargues à tête blanche au Nouveau-Brunswick, par habitat de reproduction, de 1990 à 1996.

Habitat	Nids occupés	% de réussite	oisillons par nid occupé	oisillons par couvée réussie
Marin	53	65	0.96	1.47
Estuarien	51	76	1.04	1.37
Riverain	73	67	0.96	1.47
Lacustre	98	61	0.9	1.47

Tableau 6. Réussite de reproduction des Pygargues à tête blanche au Nouveau-Brunswick de 1974 à 1998 par intervalles de cinq ans.

Intervalle	Moyenne de nids occupés	Pourcentage moyen de réussite	Moyenne d'oisillons par nid occupé
1974 – 1978	16	63	0.75
1979 – 1983	22	63	0.89
1984 – 1988	30	76	1.12
1989 – 1993	34	66	0.95
1994 – 1998	53	69	1

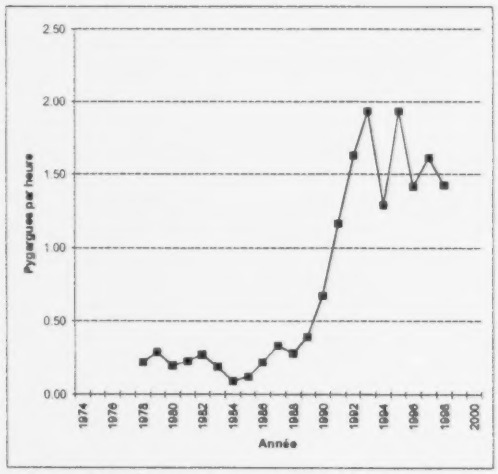


Figure 10. Nombre de Pygargues à tête blanche observées lors du Recensement des oiseaux de Noël pour trois stations côtières au Nouveau-Brunswick de 1978 à 1998, illustré par le nombre de Pygargues aperçus à l'heure.

Remerciements

Le Service canadien de la faune a financé ce travail en 1974 et en 1975. Ce dernier a été appuyé au cours des années suivantes par le ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick. Nous remercions les pilotes qui volaient périlleusement à la hauteur de la cime des arbres au cours des 25 années qu'a duré ce relevé, notamment Kevin Dorcas. Ralph Eldridge et autres ont aidé à la collecte de données. Eugene Mattinson, Girvan Harrison et Heather Flinn ont contribué d'une façon utile à cet article.

Références

McCollough, M. A. 1986. *The post-fledging ecology and population dynamics of bald eagles in Maine*. Thèse de doctorat, University of Maine, Orono, 104 pages.

Sprunt IV, A., W.B. Robertson Jr., S. Postupalsky, R.J. Hansel, C.E. Knoder et F.J. Ligas. 1973. *Comparative productivity of six Bald Eagle populations*. Actes de la 38e Conférence sur la faune et les richesses naturelles de l'Amérique du Nord, pages 96-106.

Squires, W.A. 1952. *The Birds of New Brunswick*. Le New Brunswick Museum, Saint John, 164 pages.

Squires, W.A. 1976. *The Birds of New Brunswick, deuxième édition*. Musée du Nouveau-Brunswick, Saint John. 221 pages.

Stocek, R.F. 1979. *Decline of summering bald eagles in central New Brunswick*. Canadian Field-Naturalist 93(4): 443-445.

Les leçons que nous pouvons tirer de la variation naturelle des tendances de la population d'Autour des palombes

✠ Frank Doyle, Wildlife Dynamics, boîte postale 129, Telkwa (Colombie-Britannique) V0J 2X0; doyle@bulkley.net

L'Autour des palombes (*Accipiter gentilis*) est probablement un des oiseaux les plus attentivement étudiés en Amérique du Nord, en raison de son association aux forêts matures et de l'incidence possible de la récolte du bois sur son abondance. En comparaison, il existe relativement peu d'information géographique dispersée comparable disponible au sujet d'autres espèces, et les facteurs qui orientent les tendances de leur population sont en grande partie inconnus ou inférés d'études locales. Des études à long terme portant sur les populations d'Autours des palombes au Yukon, en Colombie-Britannique et en Suède révèlent de grandes variations annuelles dans la taille des populations reproductrices, mais peu de variation annuelle dans le nombre de jeunes qui prennent leur envol par couple reproducteur. Cet article traite de certaines explications concernant ces résultats apparemment contradictoires, d'après les découvertes de trois études canadiennes et fait ressortir la valeur des études à long terme menées dans un paysage forestier de plus en plus aménagé.

Bien que les trois études canadiennes aient été effectuées dans le Nord de la forêt boréale, les conditions locales influencent grandement les paramètres de reproduction. En Colombie-Britannique, des études ont été effectuées dans le Centre-Nord et le Nord-Ouest, dans des zones biogéoclimatiques très différentes (Doyle et Mahon, 2000; Mahon et Doyle, 2000). Aucun de ces écosystèmes ne n'a démontré de variation annuelle prévisible dans la disponibilité des écureuils ou des passereaux, proies dont dépend l'Autour dans ces milieux. Par contre, l'écologie de l'Autour des palombes au Yukon est dominée par les cycles annuels de sa proie principale, le lièvre d'Amérique, et les changements associés à l'abondance des lagopèdes, des gélinottes et des tétras (Doyle et Smith, 1994; Boutin et coll., 1995; Krebs et coll., 2000). L'extrapolation de n'importe lequel de ces ensembles de données sur la forêt boréale dans sa totalité entraînerait probablement des conclusions erronées au sujet de la situation de la population d'Autours des palombes.

À une plus petite échelle, la densité annuelle de couples reproducteurs dans le paysage (dans les habitats convenables) s'étend de 0 à 1 aux 4 km dans l'étude au Yukon, atteignant son niveau maximum en même temps que la population de lièvres. En Colombie-Britannique, le nombre de couples reproducteurs s'étend de 0 à 1 aux 5 km, soit une différence qui est peut-être attribuable à une récolte de cônes non réussie et à la réduction conséquente du nombre d'écureuils disponibles. Cela a peut-être réduit à son tour le nombre d'Autours des palombes aptes à se reproduire (Doyle, 2000). Cependant, tout comme un grand nombre d'espèces, il n'est possible de recenser efficacement les Autours des palombes que lorsque ceux-ci se reproduisent réellement; les efforts de reproduction réduits font en sorte qu'il est difficile de détecter les oiseaux, même s'ils sont présents dans le paysage. Il faut donc se montrer prudent relativement aux conclusions concernant l'abondance d'Autours des palombes ou de leurs relations essentielles avec l'habitat, issues d'une surveillance à court terme.

Les relevés de rapaces reproducteurs, y compris l'Autour des palombes, sont souvent complétés par des dénombrements de migra-

tion. Cependant, l'étude au Yukon soulève des questions concernant la corrélation entre le succès de reproduction local et les nombres de migration. Dans les années qui ont suivi des effondrements de la population de lièvres, on a pu observer une importante réduction du nombre d'Autours dans la région visée par l'étude, accompagnée d'une importante augmentation des Autours des palombes observés dans les postes de migration, au nord et au sud de la frontière canadienne (Squires et Reynolds, 1997; Kirk et coll., 1995). Cela a favorisé l'hypothèse voulant que quand la nourriture est peu abondante, les Autours s'envolent vers le sud (Muller et coll., 1977). Cependant, des relevés méthodiques des Autours et d'autres rapaces dans la région de l'étude au Yukon ont trouvé huit carcasses d'Autours, contrairement aux années avant l'effondrement de la population des lièvres où aucun oiseau mort n'a été trouvé. Sur les huit oiseaux morts, cinq sont morts de faim et deux ont été tués et mangés par des Grands-ducs d'Amérique (O'Donoghue et coll., 1995). L'observation d'un nombre aussi important d'oiseaux morts dans une région aussi petite (100 km^2) porte fortement à croire qu'un grand pourcentage d'Autours ne s'envolent pas vers le sud pour éviter les pénuries de nourriture. De plus, les Autours munis d'un émetteur sont restés dans la région de l'étude avant l'effondrement de la population de lièvres, mais pas après. À la suite de l'effondrement de la population de lièvres, il était aussi probable que les Autours munis d'un émetteur s'envolent vers le nord, à l'extérieur de la région de l'étude, que vers le sud, le long d'un couloir de migration établi (Doyle et Smith, 1994). Il est alors possible que les oiseaux se déplacent dans toutes les directions à la recherche de proies, tandis que la tendance perçue de se diriger vers le sud est un artefact de l'emplacement de la plupart des postes de surveillance de migration à la limite sud de la forêt boréale.

Le succès de reproduction (c.-à-d. le nombre d'oiseaux qui réussissent à prendre leur envol par couple) peut également être une mesure problématique de la santé générale d'une population ou même des tendances d'une population. Les études au Yukon et en Colombie-Britannique ont indiqué que les Autours ayant amorcé la reproduction réussissaient généralement à mettre au monde des jeunes qui prennent leur envol et que le nombre de jeunes est assez consistent annuellement et entre les régions de l'étude. Cependant, le nombre de couples qui se reproduisent peut varier grandement, s'étendant de 0 à 11 pendant une période complète d'un cycle de lièvres.

Ces deux études individuelles sur les Autours des palombes effectuées en Amérique du Nord et en Europe (Squires et Reynolds, 1997) indiquent ensemble la complexité des facteurs menant la population à l'échelle locale. Elles mettent en valeur les limites éventuelles des tendances de population dérivées des données de peu de postes de migration. Enfin, elles indiquent comment des données à long terme, tirées de diverses sources, sont nécessaires pour comprendre la situation fondamentale de la population d'Autours des palombes.

Références

Boutin, S., C.J. Krebs, R. Boonstra, M.R.T. Dale, S.J. Hannon, K. Martin, A.R.E. Sinclair, J.N.M. Smith, R. Turkington, M. Blower, A. Byrom, F.I. Doyle, C. Doyle, D.S. Hik, L. Hofer, A. Hubbs, T. Karels, D.L. Murray, V.O. Nams, M. O'Donoghue, C. Rohner et S. Schweiger. 1995. *Population changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada's boreal forest.* Oikos 74:69-80.

Doyle, F.I. 2000. *Timing of reproduction in red-tailed hawks, northern goshawks and great horned owls in the Kluane Boreal Forest, southwestern Yukon.* Thèse de maîtrise en sciences, département de zoologie, UBC.

Doyle, F.I. et J.N.M. Smith. 1994. *Population response of Northern Goshawk to the 10-year cycle in numbers of snowshoe hares. Studies in Avian Biology 16:122-132.*

Doyle, F.I. et T. Mahon. 2000. *Inventory of the northern goshawk* (Accipiter gentilis) *in the Kispiox Forest District.* Ministry of Environment, Lands and Parks. Smithers, (Colombie-Britannique).

Kirk, D.A, D. Hussell et E. Dunn. 1995. *Statut et tendances des populations de rapaces au Canada.* Tendances chez les oiseaux 4:2-9, Service canadien de la faune, Ottawa.

Krebs, C.J., S. Boutin et R. Boonstra.2001. *Ecosystem Dynamics of the Boreal Forest: The Kluane Project.* Oxford University Press, NewYork.

Mahon, T. et F.I. Doyle. 2000. *Inventory of the northern goshawk* (Accipiter gentilis) *in the Lakes Forest District.* Ministry of the Environment, Lands and Parks. Smithers (Colombie-Britannique).

Muller, H.C., D.D. Berger et G. Allez. 1977. *The periodic invasion of goshawks.* Auk 94:652 – 663.

O'Donoghue, M., E. Hofer et F.I. Doyle. 1995. *Predator versus Predator.* Natural History 104(3):6-9.

Squires, J.R. et R.T. Reynolds. 1997. *Northern Goshawk* (Accipiter gentilis) n° 298 dans « The Birds of North America » (A. Poole et F. Gill, réd.). La Academy of Natural Sciences, Philadelphie, et la American Ornithologists' Union, Washington, DC.

Autour des palombes, population des îles-de-la-Reine-Charlotte : situation, répartition et tendances démographiques

Erica McClaren, Ministry of Water, Land and Air Protection, Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6J9, Erica.McClaren@gems5.gov.bc.ca

Kandyd Szuba © OMNR

La population d'Autours des palombes des îles-de-la-Reine-Charlotte (*Accipiter gentilis laingi*) se trouve sur la liste rouge provinciale de la Colombie-Britannique et sur la liste des espèces menacées au Canada (Cooper et Chytyk, 2000). On croit que cette sous-espèce a une aire de répartition limitée, le long de la côte du Pacifique, depuis l'île de Vancouver vers le nord jusqu'à l'archipel Alexander et au canal Lynn dans le Sud-Est de l'Alaska, ainsi que sur la côte de la partie continentale de l'Alaska (Webster, 1988, Titus et coll., 1994, Iverson et coll., 1996, Ethier, 1999). La plus grande partie de la population mondiale de cette sous-espèce se trouve en Colombie-Britannique, où elle est présente sur l'île de Vancouver, les îles-de-la-Reine-Charlotte et les petites îles côtières entre l'île de Vancouver et la partie continentale de la Colombie-Britannique. La répartition des oiseaux de cette population sur la côte du continent n'est pas connue, mais des individus munis d'un émetteur radio sur l'île de Vancouver se sont par la suite reproduits dans des îles côtières adjacentes (McClaren, 1997, 1999) et deux oiseaux sont passés de l'île de Vancouver à la côte adjacente du continent pendant l'hiver (McClaren, 2000, 2001a). Ils habitent aussi vraisemblablement les forêts sur le versant occidental de la chaîne Côtière sur l'ensemble de la côte continentale de la Colombie-Britannique.

Il semble qu'en hiver, les Autours des palombes *laingi* s'éloignent de leur aire de nidification (déplacements locaux de 10 à 100 km), mais migrent rarement (Iverson et coll., 1996, McClaren, 1998, 1999, 2000, 2001a). Les mâles restent plus près des aires de nidification que les femelles et les deux sexes établissent des aires de non-reproduction qui peuvent inclure, ou non, une partie de leur territoire de nidification (Iverson et coll., 1996, Levesque, 2002). On ne sait pas si les Autours des palombes *laingi* prennent part aux massives invasions cycliques vers le sud signalées pour les Autours des palombes (Mueller et Berger, 1967, Hofslund, 1973, Mueller et coll., 1977).

Les tendances démographiques de cette sous-espèce ne sont claires ni pour l'Alaska ni pour la Colombie-Britannique (Iverson et coll., 1996, Cooper et Stevens, 2000). Des études sont effectuées sur l'île de Vancouver et dans le Sud-Est de l'Alaska depuis près de dix ans, mais il faut des données démographiques à bien plus long terme pour comprendre la dynamique de cet oiseau discret qui ne se reproduit pas chaque année et qui le fait à des densités relativement faibles. Jusqu'à présent, les études ont surtout décrit les associations à des habitats de l'Autour plutôt que sa démographie (McClaren et coll., 2002).

Les Autours des palombes *laingi* nichent dans des forêts matures et des peuplements vieux partout dans leur aire de répartition (Titus et coll., 1994, Chytyk et coll., 1997, McClaren, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001a). Parce que ces forêts ont une valeur économique pour les sociétés forestières, la perte de l'habitat, à mesure que les vieilles forêts sont remplacées par les premiers stades de succession après la coupe du bois, nuira probablement à la reproduction de l'Autour et à sa survie à long terme (Iverson et coll., 1996, DeStefano, 1998, Cooper et Stevens, 2000). À l'heure actuelle, cette relation n'est pas claire (Kennedy, 1997, McClaren et coll., 2002). Les risques associés sont :

1) la réduction du nombre d'aires propices à la nidification;
2) la diminution de l'abondance et de la disponibilité de proies;
3) l'augmentation de la concurrence et de la prédation par des espèces qui peuvent vivre à la limite entre deux types d'habitats;
4) la diminution de la répartition des juvéniles et de la transmission des gènes;
5) l'accroissement de l'accès de l'être humain et des perturbations qu'il cause;
6) la modification des conditions du microclimat dans les forêts de l'intérieur.

Cette modification peut exposer les adultes à des températures inclémentes et influencer leur capacité thermorégulatrice, réduisant ainsi directement leur survie ou leur capacité d'incuber des œufs et de couver des petits. Par exemple, North et coll. (2000) ont montré que la sous-espèce *occidentalis* de la Chouette tachetée (*Strix occidentalis occidentalis*) se reproduit davantage lorsque le couvert forestier du site de nidification est plus dense, parce que le couvert influence le microclimat du site.

La productivité des nids (évaluée par l'intermédiaire du nombre de jeunes au nid une semaine environ avant l'envol; Steenhof, 1987) pour l'Autours des palombes *laingi* variait entre 1,7 ± 0,1 sur l'île de Vancouver (n = 95 nichées) (McClaren, 2001a). La productivité moyenne des nids varie considérablement d'année en année au sein des mêmes aires de nidification, mais peu entre les aires. Cela semble indiquer que la disponibilité de proies et la température sont des facteurs clés pour la reproduction de ces autours (McClaren et coll., 2002). La productivité moyenne n'a pu être calculée pour les nids des îles-de-la-Reine-Charlotte parce que les échantillons étaient trop petits, mais pour un à deux nids actifs par année pendant quatre ans, la productivité s'est établie de zéro à deux petits (Chytyk et Dhanwant, 1999). Dans le Sud-Est de l'Alaska, deux jeunes en moyenne ont pris leur envol par tentative de nidification (McGowan, 1975).

Estimer la productivité des nids en effectuant des relevés par diffusion pour repérer chaque année les nids actifs est un processus laborieux et coûteux. Parce que les oiseaux appartenant à cette population utilisent souvent un nid de rechange dans les mêmes aires de nidification, vérifier les nids connus n'indique pas toujours exactement le niveau d'activité réel dans l'aire de nidification. Il faut utiliser les relevés par diffusion ou la radiotélémétrie pour repérer les oiseaux qui utilisent des nids de rechange inconnus. Les relevés par diffusion peuvent amener à surestimer la productivité et à sous-estimer l'occupation de l'aire de nidification parce qu'il se peut que les tentatives de nidification précoce ayant échoué ne soient pas décelées (Steenhof, 1987, McClaren, 2001b). Le taux d'observation des oiseaux reproducteurs dans les forêts côtières est d'environ 70 p. 100 (McClaren, 2001b) et les individus dont la nidification échoue ne répondent vraisemblablement pas aux chants diffusés (Kennedy et Stahlecker, 1993). Sur l'île de Vancouver et dans le Sud-Est de l'Alaska, la possibilité de ne pas remarquer les tentatives de nidification précoce ayant échoué a diminué du fait que les aires de nidification connues sont vérifiées chaque année et que la plupart des nids de rechange dans ces aires de nidification ont été découverts. De plus, on utilise la radiotélémétrie de concert avec les relevés par diffusion pour repérer les nids actifs.

Se servir du nombre de jeunes qui ont pris leur envol par nid pour évaluer la qualité de l'habitat pour les Autours des palombes *laingi* est une pratique douteuse, étant donné que ce sont des oiseaux qui vivent longtemps et qui ne nichent peut-être que lorsque les conditions sont favorables à la reproduction. Il est donc possible que ce paramètre démographique varie intrinsèquement peu (McClaren et coll., 2002). Il faut donc étudier les données relatives à la survie en conjugaison avec la productivité pour évaluer efficacement les tendances démographiques des Autours des palombes *laingi*. Comme Franklin et coll. (2000) l'ont montré pour la Chouette tachetée de la Californie, les caractéristiques de l'habitat propices à la reproduction de l'Autour des palombes *laingi* diffèrent peut-être des caractéristiques qui favorisent sa survie.

Il existe peu de renseignements sur la survie des adultes et des juvéniles appartenant à cette sous-espèce. Dans le Sud-Est de l'Alaska, Iverson et coll. (1996) ont estimé la survie des adultes munis d'un émetteur par radio (les deux sexes combinés) à 0,72 (n = 39; 95 p. 100 IC = 0,56 – 0,88) entre juillet 1992 et août 1996. Le taux annuel de survie des juvéniles n'a pas été estimé. Les données de la radiotélémétrie pour les adultes de l'île de Vancouver semblent indiquer que les taux de mortalité pendant l'hiver sont élevés (McClaren, 2001a). La plupart des individus retrouvés sans vie semblent être morts de faim. Cependant, ces estimations de la survie sont peut-être biaisées à la hausse, car il est possible que le poids supplémentaire des émetteurs par radio ait entraîné une augmentation du nombre de mortalités. Bien qu'il n'existe pas de preuve des effets des émetteurs dorsaux sur la survie des Autours en Amérique du Nord et en Europe, il s'agit là d'une question préoccupante pour les études de radiotélémétrie. Il n'est probablement pas réaliste d'estimer les taux de survie à l'aide des données sur le baguage et sur l'observation subséquente pour l'Autour des palombes *laingi*, étant donné la faible densité de la nidification, les taux de dispersion de reproduction relativement élevés des femelles et l'éloignement des régions étudiées.

Compte tenu des grandes responsabilités de la Colombie-Britannique envers cette sous-espèce, ainsi que de la menace perçue contre son habitat, il faut constamment les surveiller et effectuer des recherches à leur propos pour que cette sous-espèce demeure un membre de la faune aviaire du Canada.

Références

Chytyk, P., J. Cooper et K. Dhanwant. 1997. *Northern goshawk population inventory of the Queen Charlotte Islands Haida Gwaii; Pre-nesting standwatch surveys, 1997.* Rapport provisoire préparé pour le Ministry of Environment, Lands and Parks, Smithers, (Colombie-Britannique).

Chytyk, P. et K. Dhanwant. 1998. *Northern Goshawk (Accipiter gentilis laingi) population inventory of the Queen Charlotte Islands/Haida Gwaii, 1994.* 41 p. Rapport inédit pour le Ministry of Environment, Lands and Parks, Smithers, (Colombie-Britannique).

Cooper, J.M. et P. Chytyk. 2000. *Draft status report on the Queen Charlotte goshawk Accipiter gentilis laingi in Canada.* Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, Canada.

Cooper, J.M. et V. Stevens. 2000. *A review of the ecology, management and conservation of the northern goshawk in British Columbia.* Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique), Wildl. Bull. B-101.

DeStefano, S. 1998. *Determining the status of Northern Goshawks in the west: is our conceptual model correct?* J. Raptor Res. 32:342-348.

Ethier, T. J. 1999. *Breeding ecology and habitat of northern goshawks (Accipiter gentilis laingi) on Vancouver Island: a hierarchical approach.* Thèse de maîtrise en sciences, University of Victoria, Victoria, (Colombie-Britannique).

Franklin, A.B., D.R. Anderson, R.J. Guttierrez et K.P. Burnham. 2000. *Climate, habitat quality, and fitness in Northern Spotted Owl populations in northwestern California.* Ecological Monographs 70:539-590.

Hofslund, P.B. 1973. *An invasion of goshawks.* Raptor Res. 7:107-108.

Iverson, G.C., G.D. Hayward, K. Titus, E. Degayner, R.E. Lowell, C.D. Crocker-Bedford, F.P. Schempf, F. Philip et J. Lindell. 1996. *Conservation assessment of the northern goshawk in southeast Alaska.* US Dept. of Agric., For. Serv., Pacific Northwest Res. Stat. PNW-GTR-387.

Kennedy, P.L. 1997. *The northern goshawk (Accipiter gentilis atricapillus): is there evidence of a population decline?* Journal of Raptor Research 31:95-106.

Kennedy, P.L. et D.W. Stahlecker. 1993. *Responsiveness of nesting Northern Goshawks to taped broadcasts of three conspecific calls.* J. Wildl. Manage. 57: 249-257.

Levesque, P.G. 2002. *Northern goshawk, Accipiter gentilis laingi, population inventory summary for Vancouver Island, British Columbia 2001/2002.*

McClaren, E. 1997. *"Queen Charlotte" goshawk (Accipiter gentilis laingi) population inventory summary for Vancouver Island, British Columbia (1996/1997).* Ministry of Environment, Lands and Parks, Nanaimo, (Colombie-Britannique).

McClaren, E. 1998. *"Queen Charlotte" goshawk (Accipiter gentilis laingi) population inventory summary for Vancouver Island, British Columbia (1997/1998).* Ministry of Environment, Lands and Parks, Nanaimo (Colombie-Britannique).

McClaren, E. 1999. *Queen Charlotte goshawk (Accipiter gentilis laingi) population inventory summary for Vancouver Island, British Columbia (1998/1999).* Ministry of Environment, Lands and Parks, Nanaimo, (Colombie-Britannique).

McClaren, E. 2000. *Northern goshawk (Accipiter gentilis laingi) population inventory summary for Vancouver Island, British Columbia (1999/2001).* Ministry of Environment, Lands and Parks, Nanaimo (Colombie-Britannique).

McClaren, E.L. 2001a. *Northern goshawk (Accipiter gentilis laingi) population inventory summary for Vancouver Island, British Columbia (2000/2001),* Ministry of Environment, Lands and Parks, Nanaimo (Colombie-Britannique).

McClaren, E.L. 2001b. *Factors influencing northern goshawk detectability and reproduction on Vancouver Island, B.C.* Thèse, Colorado State University, Fort Collins, CO.

McClaren, E.L., P.L. Kennedy et S.R. Dewey. 2002. *Do some northern goshawk nest areas consistently fledge more young than others?* Condor 104:343-352.

McGowan, J.D. 1975. *Distribution, density, and productivity of goshawks in Interior Alaska.* Alaska Department of Fish and Game, Fed. Aid Wildl. Rest. Proj. Rep. W-17-4, W-17-5, W-17-6, Job 10.6R, Juneau, AK. 31 p.

Mueller, H.C. et D.D. Berger. 1967. *Some observations and comments on the periodic invasions of goshawks.* Auk 84:183-191.

Mueller, H.C., D.D. Berger et G. Allez. 1977. *The periodic invasions of goshawks.* Auk 94:652-663.

North, M., G. Steger, R. Denton, G. Eberlein,T. Munton et K. Johnson. 2000. *Association of weather and nest-site structure with reproductive success in California spotted owls.* J. Wildl. Manage. 64:797-807.

Steenhof, K. 1987. *Assessing raptor reproductive success and productivity,* dans «Raptor management techniques manual» (B.A. Giron Pendleton, B.A. Milsap, K.W. Cline et D.M. Bird, éditeurs), Scientific and Tech. Ser. No. 10, National Wildl. Fed., Washington, D.C.

Titus, K., C.J. Flatten et R.E. Lowell. 1994. *Northern goshawk ecology and habitat relationships on the Tongass National Forest (goshawk nest sites, food habits, morphology, home range and habitat data).* First An. Proj. Rep. USDA, 1994. For. Serv., Alaska Dep. Fish and Game, Juneau, AK. Contract 43-0109-3-0272.

Webster, J.D. 1988. *Some bird specimens from Sitka, Alaska.* Murrelet 69:46-48.

La Buse rouilleuse et la Buse de Swainson en Saskatchewan : devons-nous nous inquiéter?

C. Stuart Houston, 863 University Drive, Saskatoon (Saskatchewan) S7N 0J8; houstons@duke.usask.ca

La Buse rouilleuse (*Buteo regalis*) et la Buse de Swainson (*B. swaisoni*) ont deux espèces de buses des terres herbeuses dont la proie principale est le spermophile de Richardson (*Spermophila richardsonii*). Dans les années 1820 et 1850, ces deux buses se trouvaient vers le nord jusqu'à Carlton, sur la rivière Saskatchewan Nord (Houston et Schmutz, 1999). Les plaines étaient alors en grande partie dépourvues d'arbres, parce que les feux de brousse les balayaient tous les deux ou trois ans. Après l'établissement des Européens et la mise en culture de la plus grande partie des terres, la Buse rouilleuse a abandonné près de la moitié de son aire de répartition initiale (Houston et Bechard, 1984), mais l'aire de répartition de la Buse de Swainson n'a pas changé, coïncidant presque exactement avec l'aire de répartition du spermophile de Richardson. La Buse rouilleuse se nourrit de spermophiles adultes, mais la Buse de Swainson se nourrit de juvéniles après que bon nombre des adultes vont sous terre pour passer l'été au début de juillet.

Depuis 1969, j'ai étudié la Buse rouilleuse chaque mois de juin, visitant au total 1 405 nids où la nidification a été réussie et 196 où elle a échoué, et baguant 3 376 petits. Des oiseaux bagués, 58 bagues sont récupérés, bon nombre provenant de leurs aires de non-reproduction au Texas et dans le Nord du Mexique. La région principale de l'étude en Saskatchewan est formée des neuf pâturages de l'Administration du rétablissement agricole des Prairies (ARAP), depuis Rosetown vers l'ouest jusqu'à la frontière de l'Alberta. Un nombre toujours croissant de nids se trouvent sur des terres privées dans la région qui va de Biggar et de Macklin, vers le sud, jusqu'à la rivière Saskatchewan Sud. Dans la région de notre étude, chaque couple de cette buse des terres herbeuses a besoin d'environ 5 km² de pâturage pour le bovin de boucherie. La présence d'arbres pour les nids est un facteur limitant important, ce qui fait en sorte que la fidélité au site de nidification soit élevée, comme dans le cas de celui qui a été utilisé avec succès pendant 32 années consécutives.

Contre toute attente, la productivité de la Buse rouilleuse a été élevée pendant la première année du relevé; les quatre nids visités en 1969 ont produit 18 petits (4,5 petits/nid). Jusqu'en 1987, il y a eu une abondance de spermophiles de Richardson et les couples de Buses rouilleuses ont eu en moyenne 3,0 petits par nichée réussie (figure 11). Toutefois, parce que nous avons évité de visiter les nids en avril et en mai, nous avons sans aucun doute manqué un certain nombre de nids où la nidification a échoué avant notre première visite; notre « taux d'échec minimal » est vraisemblablement une sous-estimation.

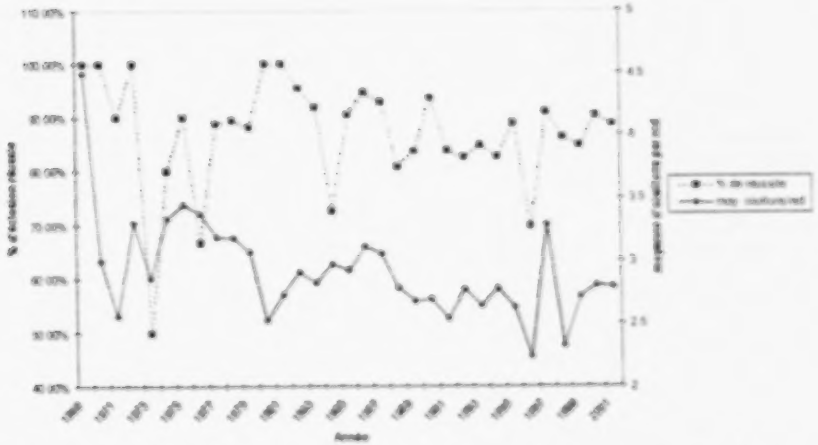


Figure 11. Productivité et taux de réussite de la Buse rouilleuse en Saskatchewan.

En 1988, la population de spermophiles s'est effondrée et est demeurée extrêmement faible jusqu'en 19[illegible]. La réussite de la nidification de la Buse rouilleuse est passée de 90 p. 100 à 80 p. 100 et le nombre de petits par nichée réussie a chuté à 2,6 p. 100 pour la période de neuf ans se terminant en 1996. L'année la moins productive a été 1996, le taux d'échec de la nidification atteignant cette année-là jusqu'à 30 p. 100 et la productivité par nid réussi chutant à 2,2 petits.

En 1997, la population de campagnols s'est accrue considérablement dans la plupart de la Saskatchewan. Pour cette seule année, le taux d'échec de la Buse rouilleuse est tombé à 10 p. 100, et la productivité est remontée à 3,3 petits, avant de rechuter à 2,8. Contrairement à ce qui s'est produit pour la Buse de Swainson, il ne semble pas y avoir eu de chute du nombre de couples nicheurs de Buses rouilleuses. Il se peut que ces dernières subissent moins la prédation du Grand-duc d'Amérique, qu'elles courent moins de risques parce que leur voie de migration est plus courte ou qu'elles soient exposées à moins de toxines dans leurs aires de non-reproduction; il se peut même que 2,5 jeunes par nid suffisent à maintenir la population. La Buse rouilleuse s'étant avérée plus commune que ce qu'on avait d'abord cru, le COSEPAC a modifié son statut et l'espèce, considérée comme menacée (Schmutz et Schmutz, 1980) a été inscrite à la catégorie « vulnérable », (maintenant « préoccupante »; Schmutz, 1995).

Contrairement à la Buse rouilleuse, de nombreux couples de Buses de Swainson nichent dans les terres agricoles et construisent fréquemment un nouveau nid chaque année. Les relevés portant sur cette espèce ne peuvent pas être effectués avant le début de juillet, étant donné que cet oiseau déserte fréquemment son nid si quelqu'un s'approche de l'arbre où il se trouve avant que les œufs n'aient éclos.

Depuis 1971, j'ai visité 2 497 nids où la nidification a été réussie et 899 nids où elle a échoué, et j'ai bagué 4 581 petits. De ceux-ci, 121 bagues de Buses de Swainson ont été récupérer de l'Argentine, de l'Uruguay et du Paraguay, ce qui représente une voie de migration bien plus longue que celle de la Buse rouilleuse. La réussite de la Buse de Swainson a également été élevée jusqu'en 1987, tant que les spermophiles de Richardson ont été abondants (figure 12). Dans ce cas aussi le taux d'échec est sous-estimé; celui-ci, même dans le cadre d'une « bonne année », peut atteindre 45 p. 100. La moyenne de jeunes par nichée réussie se situait bien au-dessus de 2,0 petits jusqu'à ce qu'elle tombe à 1,6 entre les années 1988 et 1996. Comme pour la Buse rouilleuse, la productivité a atteint une forte moyenne de 2,4 petits en 1997 (l'année des campagnols), puis a chuté à 1,4 en 1999. Les taux d'échecs connus de la nidification ont été de plus de 60 p. 100 en 1993 et de plus de 54 p. 100 en 1999. Le nombre de couples est maintenant inférieur de plus de moitié à ce qu'il était dans les années 1970. Une étude

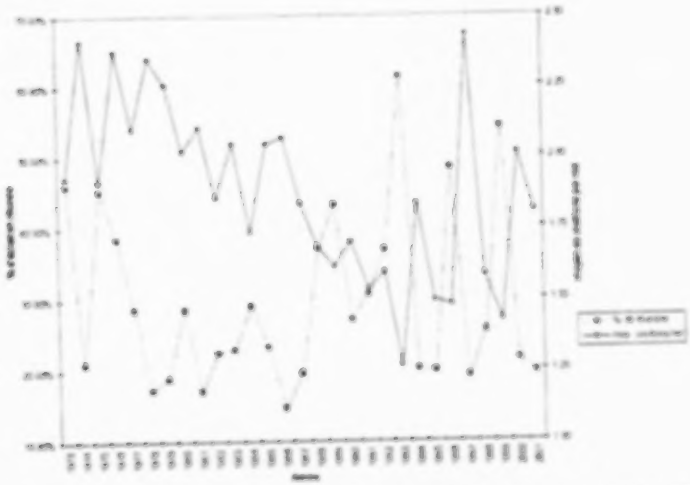


Figure 12. Productivité et taux de réussite de la Buse de Swainson en Saskatchewan.

effectuée dans les terres herbeuses près de Hanna, en Alberta, (Schmutz et coll., 2001) donne des résultats presque identiques.

La baisse saisissante du nombre de spermophiles de Richardson a été presque entièrement un phénomène des terres herbeuses. Dans les régions où dominent surtout les fermes laitières dans la prairie-parc près de Saskatoon, le nombre de spermophiles n'a chuté que légèrement et brièvement, et la réussite de la nidification et la productivité de la Buse de Swainson n'ont pas beaucoup diminué. Les souris et les campagnols semblent plus communs près des fermes laitières que dans les régions ouvertes où se trouvent les bovins de boucherie.

Nous ne possédons pas de données à long terme sur la population des spermophiles ni sur celle des campagnols en Saskatchewan. Le renard roux était pratiquement inconnu lorsque nous avons commencé notre étude, mais sa population a augmenté dans les années 1970 et a atteint un nombre élevé d'individus dans les années 1990. Les coyotes aussi sont plus abondants. En 1993, nous avons vu plus de renards et de coyotes que de spermophiles, le rapport habituel entre ces espèces étant renversé par cent (Schmutz et coll., 2001). Les conditions météorologiques ont également joué un rôle : en 1988, des records de chaleur ont été établis pendant la première semaine de juin, tandis qu'en 2001, la sécheresse a été plus prononcée dans tout le centre de la Saskatchewan qu'au cours de toutes les années antérieures, y compris les années 1930. Peu de mares vaseuses et d'étangs ont subsisté, et les mares-réservoirs des pâturages se sont asséchées en 2001.

Les populations d'oiseaux des terres herbeuses ont connu de plus grands déclin que toute autre guilde d'oiseau, la Chevêche des terriers et le Tétras des armoises en Saskatchewan semblant destinés à disparaître du Canada, et les populations de Pipits de Sprague et de Pies-grièches migratrices connaissant des déclins à long terme de 7 p. 100 et de 5 p. 100 respectivement par année (Schmutz et coll., 2001).

Il faut effectuer des recherches sur les causes des déclins du nombre de Buses de Swainson pour éclaircir les questions entourant la diminution du nombre de leurs proies et pour déterminer si l'exposition à des toxines chimiques dans leurs aires de non-reproduction ou pendant la saison de reproduction diminue leur productivité ou provoque directement leur mortalité. En attendant, ces aspects méritent d'être continuellement surveillés.

Remerciements

Merci à Jean Harris, de la région de Kindersley, en Saskatchewan. Entre 1971 et 2001, elle a repéré 823 nids de Buses de Swainson; nous avons bagué 1 040 jeunes provenant de 582 nichées réussies.

Références

Houston, C.S. et M.J. Bechard.1984. *Decline of the Ferruginous Hawk in Saskatchewan*. Am. Birds 38: 166-170.

Houston, C.S. et J.K. Schmutz. 1999. *Changes in bird populations on Canadian grasslands*. Studies in Avian Biology 19:87-94.

Schmutz, J.K. et C.S. Houston. 2001. *Prey and reproduction in a metapopulation decline among Swainson's Hawks, Buteo swainsoni*. Canadian Field-Naturalist 115: 257-273.

Schmutz, J.K. *Updated Status Report on the Ferruginous Hawk, Buteo regalis, in Canada*. 1995. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. 18 p.

Schmutz, J.K. et S.M. Schmutz. 1980. *Status Report on the Ferruginous Hawk, Buteo regalis, in Canada*. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada.. 30 p.

Le nombre de Buses rouilleuses en Alberta : diminution véritable?

David P. Stepniky[1], Gary L. Erickson[2], Jamie Iwasa[3], Brad Taylor[4]

[1] Department of Renewable Resources, University of Alberta, Edmonton (Alberta) T6G 2H1, davidst@ualberta.ca; [2] Alberta Sustainable Resource Development, Lethbridge (Alberta) T1J 2J8; [3] 11 Heritage Lane West, Lethbridge (Alberta) T1K 7S3; [4] 413-14 Street South, Lethbridge (Alberta) T1J 2X8

* le présent article est une version modifiée, après en avoir obtenu la permission, d'un plus long rapport qu'il est possible de se procurer auprès de Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Division, 7th Floor, GS Longman Building, 6909-116 Street, Edmonton (Alberta) T6H 4P2.

La Buse rouilleuse (*Buteo regalis*) est une buse migratrice qui niche dans les régions de terres herbeuses du Canada. Il est important de surveiller les populations de cette buse, car il s'agit d'une espèce préoccupante au Canada (COSEPAC, 2001) et d'une espèce menacée en Alberta (Province de l'Alberta, 1999). Comme dans le cas de tous les oiseaux de proie, la réussite de la Buse rouilleuse dépend de sa proie et de la présence d'un habitat de nidification convenable (Newton, 1979). Les données

de surveillance peuvent donc également être utiles en ce qui concerne l'indication de modifications dans d'autres régions de l'écosystème.

Un relevé de surveillance à long terme de la Buse rouilleuse en Alberta a été lancé en 1982. Il a été effectué de nouveau en 1987, en 1992 et tout dernièrement, en 2000 (Schmutz, 1987a, 1993; Taylor et Iwaasa, 2000a). Ce relevé vise 1) à fournir une estimation de la taille de la population; 2) à recueillir des données sur les tendances démographiques dans le temps; 3) à étudier la relation entre l'utilisation des terres et les populations de Buses rouilleuses (Schmutz, 1993). Cette étude porte sur une grande partie du Sud-Est de l'Alberta, depuis Consort au nord, vers l'ouest jusqu'à Calgary, vers le sud jusqu'à la frontière du Montana et vers l'est jusqu'à la frontière de la Saskatchewan (soit une superficie d'environ 78 000 km²). Une mosaïque agricole de terres cultivées et de pâturages ainsi que des zones restantes de prairies indigènes dominent le paysage de cette région. Des parcelles (de 6,8 km sur 6,8 km) ont été choisies au hasard dans la région étudiée pour ce relevé. Le nombre d'adultes, de juvéniles et de nids a été enregistré, ainsi que des renseignements sur l'utilisation des terres (y compris le pourcentage en culture et la présence d'activités pétrolières et gazières).

Les résultats des relevés de la Buse rouilleuse en Alberta sont résumés au tableau 7. Nous avons estimé la taille de la population à partir du nombre moyen de nids par parcelle, en supposant qu'un nid actif représente un couple de buses (Schmutz, 1982). De 1992 à 2000, le rapport entre les parcelles où il y a eu une diminution et celles où il y a eu une augmentation (29:7) a été grandement différent du rapport 50:50 attendu si aucun changement ne s'était produit dans la population (test binomial, p = 0,001). Bien qu'il semble y avoir eu un déclin en 2000, un nombre aussi faible de Buses rouilleuses avait été décelé en 1982; ces creux dépendent donc peut-être de fluctuations environnementales normales.

Nous avons comparé le nombre de nids observés en 2000 dans des parcelles où les niveaux d'activité agricole, pétrolière et gazière différaient afin de déterminer l'incidence de l'utilisation des terres sur les populations de Buses rouilleuses en Alberta. Comme l'indiquent des recherches antérieures effectuées dans cette province (Schmutz, 1984, Schmutz, 1987b), beaucoup moins de nids ont été enregistrés dans les parcelles où le niveau d'activité agricole était plus élevé que dans les autres (figure 13; r_s de Spearman = – 0,185, p = 0,09). Bien que la culture semble avoir une incidence négative sur les populations de Buses rouilleuses, elle n'explique pas le déclin observé en 2000, étant donné que le pourcentage moyen de chaque parcelle en culture n'a pas changé dans le temps (54 p. 100 en 1987, 49 p. 100 en 1982, 51 p. 100 en 1992 et 50 p. 100 en 2000). Nous avions supposé qu'il y aurait moins de nids de Buses rouilleuses dans les

Tableau 7. Nombre estimé de couples de Buses rouilleuses dans le Sud-Est de l'Alberta de 1982 à 2000[a].

Année	Nombre de Parcelles	Zone d'étude (km^2)[b]	Nids par parcelle	Écart	N° estimé de couples	95 pour 100 I. de C.
1982	80	74 688	0.587	0-7	1059	630-1488
1987	83	77 947	0.94	0-6	1770	1265-2275
1992	83	77 947	0.904	0-7	1702	1181-2223
2000	85	77 947	0.388	0-6	731	365-1097

[a] Données de 1982 à 1992 provenant de Schmutz (1993)

[b] Un territoire supplémentaire de 3261 km2 a été ajouté à la partie nord-ouest de la zone de relevé en 1987.

Tableau 8. Présence à l'emplacement de puits en fonction de l'abondance de Buses rouilleuses.

	Nombre de parcelles	Nombre moyen de Nids par parcelle*	Nombre moyen d'adultes par parcelle*
Emplacements de puits présents	26	0.62 (+/- 0.62)	1.04 (+/- 2.2)
Emplacements de puits absents	59	0.29 (+/- 0.56)	0.58 (+/- 1.13)

*les chiffres entre parenthèses constituent les écarts types

de surveillance peuvent donc également être utiles en ce qui concerne l'indication de modifications dans d'autres régions de l'écosystème.

Un relevé de surveillance à long terme de la Buse rouilleuse en Alberta a été lancé en 1982. Il a été effectué de nouveau en 1987, en 1992 et tout dernièrement, en 2000 (Schmutz, 1987a, 1993; Taylor et Iwaasa, 2000a). Ce relevé vise 1) à fournir une estimation de la taille de la population; 2) à recueillir des données sur les tendances démographiques dans le temps; 3) à étudier la relation entre l'utilisation des terres et les populations de Buses rouilleuses (Schmutz, 1993). Cette étude porte sur une grande partie du Sud-Est de l'Alberta, depuis Consort au nord, vers l'ouest jusqu'à Calgary, vers le sud jusqu'à la frontière du Montana et vers l'est jusqu'à la frontière de la Saskatchewan (soit une superficie d'environ 78 000 km^2). Une mosaïque agricole de terres cultivées et de pâturages ainsi que des zones restantes de prairies indigènes dominent le paysage de cette région. Des parcelles (de 6,8 km sur 6,8 km) ont été choisies au hasard dans la région étudiée pour ce relevé. Le nombre d'adultes, de juvéniles et de nids a été enregistré, ainsi que des renseignements sur l'utilisation des terres (y compris le pourcentage en culture et la présence d'activités pétrolières et gazières).

Les résultats des relevés de la Buse rouilleuse en Alberta sont résumés au tableau 7. Nous avons estimé la taille de la population à partir du nombre moyen de nids par parcelle, en supposant qu'un nid actif représente un couple de buses (Schmutz, 1982). De 1992 à 2000, le rapport entre les parcelles où il y a eu une diminution et celles où il y a eu une augmentation (29:7) a été grandement différent du rapport 50:50 attendu si aucun changement ne s'était produit dans la population (test binomial, $p = 0{,}001$). Bien qu'il semble y avoir eu un déclin en 2000, un nombre aussi faible de Buses rouilleuses avait été décelé en 1982; ces creux dépendent donc peut-être de fluctuations environnementales normales.

Nous avons comparé le nombre de nids observés en 2000 dans des parcelles où les niveaux d'activité agricole, pétrolière et gazière différaient afin de déterminer l'incidence de l'utilisation des terres sur les populations de Buses rouilleuses en Alberta. Comme l'indiquent des recherches antérieures effectuées dans cette province (Schmutz, 1984, Schmutz, 1987b), beaucoup moins de nids ont été enregistrés dans les parcelles où le niveau d'activité agricole était plus élevé que dans les autres (figure 13; r_s de Spearman = – 0,185, $p = 0{,}09$). Bien que la culture semble avoir une incidence négative sur les populations de Buses rouilleuses, elle n'explique pas le déclin observé en 2000, étant donné que le pourcentage moyen de chaque parcelle en culture n'a pas changé dans le temps (54 p. 100 en 1987, 49 p. 100 en 1982, 51 p. 100 en 1992 et 50 p. 100 en 2000). Nous avions supposé qu'il y aurait moins de nids de Buses rouilleuses dans les

Tableau 7. Nombre estimé de couples de Buses rouilleuses dans le Sud-Est de l'Alberta de 1982 à 2000[a].

Année	Nombre de Parcelles	Zone d'étude (km^2)[b]	Nids par parcelle	Écart	N° estimé de couples	95 pour 100 I. de C.
1982	80	74 686	0.587	0-7	1059	630-1488
1987	83	77 947	0.94	0-6	1770	1265-2275
1992	83	77 947	0.904	0-7	1702	1181-2223
2000	85	77 947	0.388	0-6	731	365-1097

[a] Données de 1982 à 1992 provenant de Schmutz (1993)

[b] Un territoire supplémentaire de 3261 km2 a été ajouté à la partie nord-ouest de la zone de relevé en 1987.

Tableau 8. Présence à l'emplacement de puits en fonction de l'abondance de Buses rouilleuses.

	Nombre de parcelles	Nombre moyen de Nids par parcelle*	Nombre moyen d'adultes par parcelle*
Emplacements de puits présents	26	0.62 (+/- 0.62)	1.04 (+/- 2.2)
Emplacements de puits absents	59	0.29 (+/- 0.56)	0.58 (+/- 1.13)

*les chiffres entre parenthèses constituent les écarts types

parcelles où a lieu une activité pétrolière et gazière (mesurée par la présence de puits ou de tout autre type de stations de pompage), mais aucune différence significative n'a été notée (tableau 8; test de U de Mann-Whitney, $p = 0,827$). Il faut interpréter ce résultat avec prudence, étant donné que l'activité pétrolière et gazière a été associée à un nombre bien moins grand de jeunes prenant leur envol et à l'abandon des nids (White et Thurow, 1985). Sans enregistrer des estimations de la productivité et de la réussite de la nidification, l'effet que l'activité pétrolière et gazière peut avoir sur la réussite de nidification observée n'est pas claire.

Il est difficile de déterminer si le déclin de la population de Buses rouilleuses en 2000 fait partie d'un cycle naturel, ou s'il représente une raison de préoccupation. Les recherches antérieures semblent indiquer que le nombre de Buses rouilleuses a tendance à augmenter et à chuter en même temps que le nombre de leurs proies (Howard et Wolfe, 1976, Smith et coll., 1981, Woffinden et Murphy, 1977). En Alberta, il existe des données sur l'augmentation concomitante du nombre de Buses et de la réussite de la nidification, ainsi que du nombre de spermophiles de Richardson (Schmutz et Hungle, 1989). Bien que nous n'ayons pas effectué de relevé des spermophiles en même temps que le relevé de 2000 de la Buse rouilleuse, il est réaliste de supposer qu'il pourrait s'agir là du facteur principal du déclin (voir Houston, p. 30).

En plus de faire le suivi des modifications que subissent les populations de Buses rouilleuses, le relevé de 2000 a été un outil précieux en ce qui a trait à la détermination des lacunes qui doivent être abordées par les gestionnaires intéressés à cette espèce et, de façon plus générale, au système des terres herbeuses. Bien que ces relevés quinquennaux puissent suivre en gros les modifications de la population de Buses rouilleuses du Sud-Est de l'Alberta, un relevé annuel permettrait de mieux comprendre les fluctuations de la population et les « bonnes » et « mauvaises » années éventuelles (c.-à-d. les effondrements de la

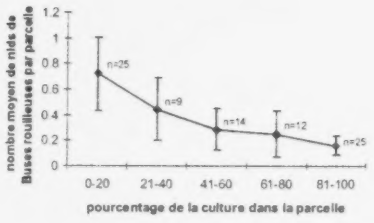


Figure 13. Nombre de nids de Buses rouilleuses par rapport au pourcentage en culture. Les barres représentent l'erreur-type.

population causés par des événements météorologiques). De plus, effectuer à intervalles réguliers des relevés de spermophiles des prairies de l'Alberta nous aiderait à comprendre leur rôle dans les changements de population, ainsi que dans l'écosystème des terres herbeuses en général. Puisqu'il est essentiel que le public et le secteur privé participent à la gestion d'espèces comme la Buse rouilleuse, lesquelles ont besoin à la fois de pâturages et de prairies indigènes, les communications avec les propriétaires fonciers doivent rester prioritaires. Enfin, la recherche relative à la Buse rouilleuse doit viser à combler les lacunes dans les connaissances, y compris celles qui ont trait aux effets de l'activité pétrolière et gazière et du changement climatique sur les populations de Buses rouilleuses.

Remerciements

Nous tenons à remercier Josef Schmutz (University of Saskatchewan), Gordon Court (Fisheries and Wildlife Management Division), Steve Brechtel (Fisheries and Wildlife Management Division), Sam Barry (Service canadien de la faune) et Ursula Banasch (Service canadien de la faune) de leurs encouragements et de leurs recommandations au début de l'analyse des données. Robin Gutsell a commenté la version provisoire. Finalement, merci à tous les propriétaires fonciers ayant rendu ce relevé possible. Au moment où ce projet a été terminé, la Fisheries and Wildlife Management Division faisait partie de Alberta Environment; elle fait maintenant partie de Alberta Sustainable Resource Development.

Références

COSEPAC. 2001. *Espèces en péril; Buse rouilleuse*. http://www.speciesatrisk.gc.ca/Species/Francais/SearchDetail.cfm?SpeciesID=47

Howard, R.P. et M.L. Wolfe. 1976. *Range improvement practices and ferruginous hawks*. Journal of Range Management 29(1):33-37.

Newton, I. 1979. *Population ecology of raptors*. Buteo Books, Vermillion, SD, 1979, 399 p.

Province of Alberta. 1999. *Wildlife Regulation (Alberta Regulation 143/97)*. Queen's Printer, Edomonton, 273 p.

Schmutz, J.K. 1982. *An estimate of ferruginous hawks in Alberta and the relationship between their density and land use*. Rapport inédit préparé pour la Alberta Environmental Research Trust et la Fisheries and Wildlife Division de Alberta Energy and Natural Resources, Edmonton (Alberta), 28 p.

Schmutz, J.K. 1984. *Ferruginous and Swainson's hawk abundance and distribution in relation to land use in southeastern Alberta*. Journal of Wildlife Management 48(4):1180-1187.

Schmutz, J.K. 1987a. *An estimate of population size and probable causes of population stability in ferruginous hawks in southeastern Alberta*. Rapport inédit préparé pour la Alberta Division of Fish and Wildlife, Edmonton (Alberta), 41 p.

Schmutz, J.K. 1987b. *The effect of agriculture on ferruginous and Swainson's hawks*. Journal of Range Management 40(5):438-440.

Schmutz, J.K. 1993. *Population trends of ferruginous hawks in Alberta, including a synthesis for prairie Canada*. Rapport inédit préparé pour le Rétablissement des espèces canadiennes en péril (RESCAPÉ), Ottawa (Ontario), 21 p.

Schmutz, J.K. et D.J. Hungle. 1989. *Populations of ferruginous hawks increase in synchrony with ground squirrels*. Canadian Journal of Zoology 67:2596-2601.

Smith, D.G., J.R. Murphy et N.D. Woffinden. 1981. *Relationships between jackrabbit abundance and ferruginous hawk reproduction*. Condor 83:52-56.

Taylor, B. et J. Iwaasa. 2000b. *2000 ferruginous hawk survey results; foothills fescue natural subregion, preliminary report*. Rapport inédit préparé pour le Natural Resources Service de Alberta Environment. , 12 p.

White, C.M. et T.L. Thurow. 1985. *Reproduction of ferruginous hawks exposed to controlled disturbance*. Condor 87:14-22.

Woffinden, N.D. et J.R. Murphy. 1977. *Population dynamics of the ferruginous hawk during a prey decline*. The Great Basin Naturalist 37(4):411-425.

Kandyd Szuba © OMNR

Tendances d'une population migratrice d'Aigles royaux dans les montagnes Rocheuses du Canada

Peter Sherrington, Rocky Mountain Eagle Research Foundation, RR 2, Cochrane (Alberta) T4C 1A2; psherrin@telusplanet.net

Il est difficile de déterminer les tendances de population de nombreuses espèces de rapaces migrateurs dans les régions éloignées du Nord-Ouest du Canada et de l'Alaska en raison de contraintes logistiques et économiques. En conséquence, il existe peu de relevés ou de programmes de surveillance régionaux standardisés pour une bonne partie de la région (C. McIntyre, comm. pers.). Des dénombrements de migration sont utilisés afin de surveiller les tendances à grande échelle des rapaces migrateurs en Suède (Kjellen et Roos, 2000); et dans certaines régions de l'Ouest des États-Unis (Grindrod et Smith, 2000; Smith et Hoffman, 2000). Ceux-ci peuvent offrir une méthode rentable pour surveiller de nombreux rapaces migrateurs qui se reproduisent dans le Nord-Ouest du Canada et en Alaska (Swem, 1985; McIntyre et Ambrose, 1999).

Cependant, les études de migration sont potentiellement limitées par des facteurs tels que le manque de normalisation dans les protocoles de collecte de données, l'irrégularité de l'expertise des observateurs, l'influence des conditions météorologiques sur la direction et l'intensité des vols et d'autres facteurs (Hoffman et coll., 1992; Dunn et Hussell, 1995). Si des données sont recueillies de façon constante, il est possible de surveiller efficacement les tendances à grande échelle de population de certaines espèces de rapace en utilisant des dénombrements de migration (Lewis et Gould, 2000). Il faut comprendre la dynamique fondamentale de la population pour interpréter de telles données avec précision. Corréler des données de migration avec des données d'aires de reproduction connues ou d'aires sources pourrait calibrer les dénombrements de migration et offrir un aperçu de la façon dont les dénombrements de migration reflètent les changements dans les populations reproductrices et la productivité; cependant, ce genre d'analyse a rarement été tenté.

Bien que des dénombrements systématiques de rapaces dans l'Est de l'Amérique du Nord soient réalisés depuis quelque 65 ans, ils ne sont faits dans l'Ouest des États-Unis que

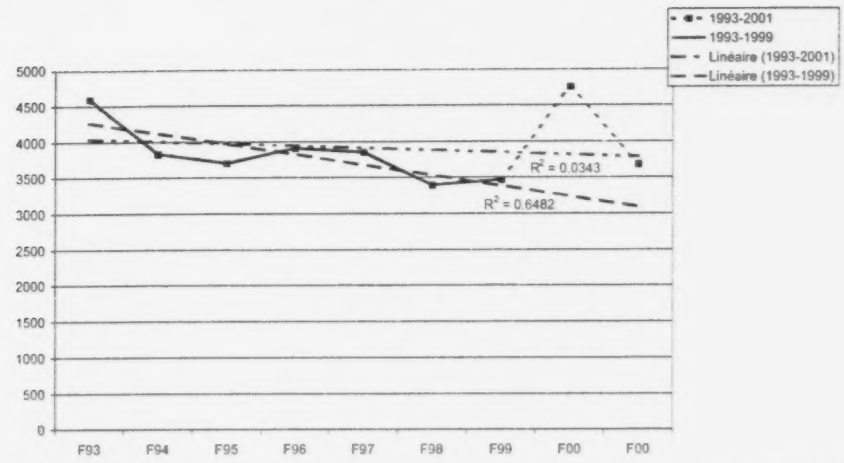


Figure 14a. Dénombrements automnaux d'Aigles royaux du mont Lorette de 1993 à 2001.

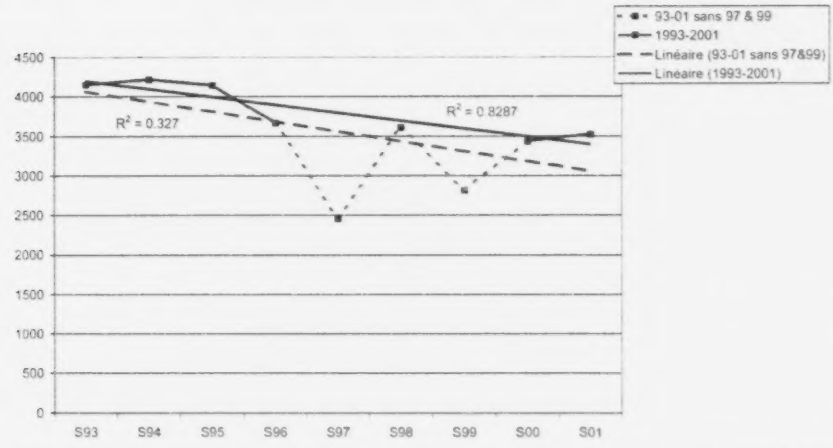


Figure 14b. Dénombrements printaniers d'Aigles royaux du mont Lorette de 1993 à 2001.

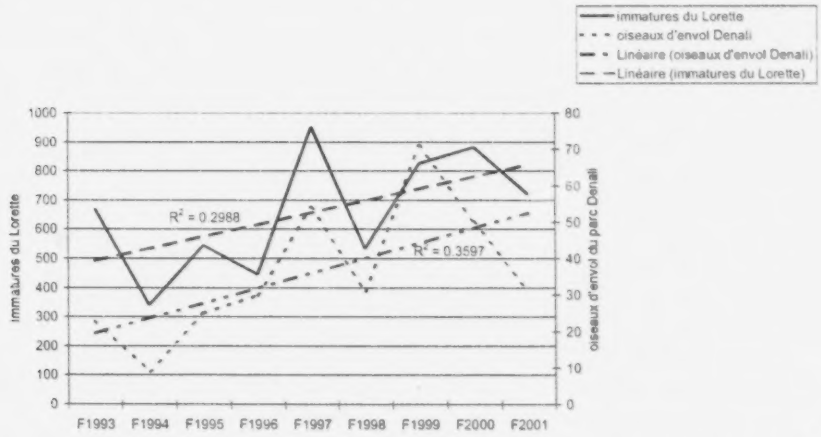


Figure 15. Comparaison du nombre de jeunes Aigles royaux qui ont pris leur envol du parc national Denali en comptant les Aigles royaux immatures du mont Lorette de 1993 à 2001.

depuis 1977 et ne sont régulièrement effectués que dans environ 14 sites dans les voies de migration intermontagnardes et des Rocheuses (Sherrington, 2001a, 2001b; Smith et Hoffman, 2000). Le dénombrement du Mont Lorette (situé dans la vallée Kananaskis, au sein des chaînons frontaux des Rocheuses canadiennes, 80 km à l'ouest de Calgary, en Alberta) date de mars 1992, lorsqu'un nombre important d'Aigles royaux (*Aquila chrysaetos)* ont été observés se déplaçant à travers les chaînons frontaux vers le nord-ouest (Sherrington, 1993). Avant, il était généralement accepté que la migration de l'Aigle royal se produisait presque exclusivement à travers les contreforts des Rocheuses (Dekker, 1970; Pinel et coll., 1991; Sadler et Myers, 1976). Un dénombrement de 33 jours effectué à l'automne 1992 a montré que l'Aigle royal utilise le même parcours de migration pour se déplacer vers le sud. À la fin de 2001, les observateurs avaient dénombré un total de 84 288 rapaces migrateurs de 18 espèces différentes qui sont passés par le site du Mont Lorette à l'automne et au printemps, sur un total de 1 515 jours (14 448 heures). Sur ce total, 69 678 oiseaux (82,7 p. 100) étaient des Aigles royaux et 5 977 (7,09 p. 100) étaient des Pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*). Le dénombrement total d'Aigles royaux au printemps est de 36 688 (88,37 p. 100 du vol total) et le dénombrement de l'automne est de 37 256 (78,27 p. 100). Par conséquent, un nombre considérable d'Aigles royaux sont passés par le site du Mont Lorette au cours du passage d'automne et du printemps. Cela permet d'étudier la dynamique d'un grand pourcentage d'une population migratrice sur un même site, au printemps et en automne.

Afin de recueillir l'ensemble de données le plus complet possible, des observateurs tentent d'enregistrer le premier et le dernier migrateur au cours d'une saison. Pendant la haute période de la migration, ils demeurent sur le site du lever au coucher du soleil. Cette méthode est différente des autres sites de l'ouest qui ont une période d'observation normale qui demeure la même d'une année à l'autre. Par exemple, au cours de 2001, des observateurs sont demeurés sur le site du Mont Lorette pendant 90 jours (1 037 heures) au printemps et 101 jours (1 112 heures) en automne. Dans la mesure du possible, les oiseaux sont classés dans une catégorie d'âge, soit adulte, subadulte, juvénile, immature non différencié et âge indéterminé, selon les critères de Wheeler et Clark (1995). Aux fins de l'analyse suivante, tous les oiseaux non adultes classés dans une catégorie d'âge sont considérés immatures.

Malgré les efforts constamment croissants des observateurs, les données du dénombrement d'automne de 1993 à 2001 indiquent une tendance linéaire manifeste à la baisse de 1993 à 1999 (figure 14a). Cette tendance était modérée de façon importante par le dénombrement d'enregistrements de 4 753 oiseaux en 2000. Les dénombrements de printemps (figure 14b) indiquent également une forte baisse linéaire pendant toute cette période, même lorsque l'on ne tient pas compte des années 1997 et 1999 qui ont été anormalement faibles. Ces faibles dénombrements sont probablement liés aux conditions météorologiques, un nombre plus élevé que la normale d'oiseaux étant détourné vers l'est et se déplaçant dans les contreforts (W. Smith, comm. pers.)

Contrairement à la tendance à la baisse évidente des nombres totaux dénombrés, le nombre d'oiseaux immatures à l'automne a augmenté (figure 15). Les dénombrements d'Aigles royaux immatures au Mont Lorrette sont en forte corrélation avec la productivité de 56 à 72 couples nicheurs enregistrés au parc national Denali, en Alaska, à 2 300 km au nord-ouest (McIntyre et Adams, 1999a; figures 15 et 16). Le succès de reproduction de la population au parc national Denali est influencé par le nombre variant de proies, notamment les lièvres d'Amérique (*Lepus americanus*) et les Lagopèdes des saules (*Lagopus lagopus*) disponibles tôt pendant la saison de nidification de l'Aigle royal (McIntyre et Adams, 1999b). Les sommets et les creux de la population de lièvres au parc national Denali et au lac Kluane (Yukon) se sont produits au courant des mêmes années (Boutin et coll., 1955), ce qui semble indiquer que le nombre de proies varie de manière synchronisée sur une vaste région géographique. La corrélation indique probablement que les données du Mont Lorette correspondent aux changements à grande échelle de la productivité de l'Aigle royal sur une vaste région.

La diminution générale des nombres enregistrée au Mont Lorette correspond peut-être à l'abondance hivernale des lièvres et des lagopèdes du Nord; tandis que leurs nombres augmentent, un pourcentage de plus en plus grand de la population d'Aigles royaux adultes peut hiverner au nord du site de

Lorette. Le plus grand passage d'Aigles royaux à l'automne 2000, en plus des nombres d'Autours des palombes (*Accipiter gentilis*) les deuxièmes plus élevés depuis 1993, correspond probablement à un déclin rapide de ces proies. Il est prévu que les nombres totaux dénombrés au Mont Lorette diminuent tandis que ces proies augmenteront à l'avenir.

Les tendances dans les ratios d'âge au printemps et à l'automne sont assez semblables et elles affichent une augmentation constante pendant cette période. Le ratio moyen à l'automne pour la période allant de 1994 à 2001 (0,27) est le double de celui du printemps (0,13), ce qui semble indiquer une moyenne annuelle de mortalité des immatures en hiver de 50 p. 100. La variabilité annuelle des données d'automne, qui ressemble beaucoup à celle du parc national Denali (figure 16), est considérablement plus grande que celle du printemps. Cela semble indiquer que la disponibilité de la nourriture dans l'aire de non-reproduction est beaucoup moins variable que dans l'aire de reproduction, mais elle est peut être plus limitée, comme le reflète la mortalité annuelle apparemment plus élevée en hiver des oiseaux immatures. Les données indiquent également une relation inverse entre les années de production assez faibles (p.ex. 1996, 1998; figure 17) et les ratios assez élevés d'oiseaux qui reviennent au printemps suivant, et entre les années de production élevée (1995, 1997) et les faibles ratios au printemps suivant. Cela pourrait indiquer que les aires de non-reproduction ont une capacité de charge restreinte et des nombres assez élevés d'oiseaux qui meurent à la suite d'années d'envol supérieures. Une telle situation n'est pas de bon augure pour la santé future de la population. Il faut examiner la situation des aires de non-reproduction des oiseaux juvéniles dans le Sud du Canada, vers le sud dans les Rocheuses, dans les chaînons frontaux des Rocheuses, dans l'Ouest des grandes plaines, au Nouveau-Mexique, dans l'Ouest du Texas et dans le Nord du Mexique. Des changements à grande échelle dans l'utilisation des terres se produisent dans ces régions, de même qu'une augmentation des menaces, y compris l'électrocution, la chasse et l'empoisonnement illégaux et la persécution volontaire de proies ces comme les spermophiles.

Une des tendances les plus fortes observées dans les données du Mont Lorette est la date médiane de passage (date à laquelle 50 p. 100 des oiseaux sont passés) des migrateurs printaniers (figure 18). Les dates médianes de passage de l'espèce et des oiseaux adultes coïncident presque, étant donné que la première moitié du groupe d'oiseaux est composée d'une manière écrasante d'oiseaux adultes. Les données concernant les oiseaux immatures ne sont pas incluses avant 1996, puisque les dénombrements effectués avant cette année ne s'étendaient pas jusqu'au mois de mai, moment où un pourcentage important de jeunes oiseaux migrent. Les tendances linéaires pour ces trois classes sont étonnamment semblables et elles indiquent que le passage médian s'effectue maintenant plus tôt de 3 (espèce et immatures) à 3,5 jours (adultes), sur neuf ans. Ces tendances ne semblent pas liées à la grande variété de conditions météorologiques enregistrées sur le site pendant ces neuf années. Elles sont peut-être liées à des températures moyennes d'hiver et de début du printemps généralement à la hausse pendant toute la période qui provoquent une émergence progressivement hâtive du spermophile de Richardson (*Spermophilus richardsonii*). Cette espèce est peut-être une source essentielle de nourriture pour les oiseaux adultes hivernant dans l'Ouest des grandes plaines, leur permettant d'accumuler une masse corporelle avant la migration vers la fin de l'hiver et le début du printemps. Des concentrations d'Aigles royaux adultes se nourrissant des spermophiles nouvellement sortis de l'hibernation ont été signalées dans le Sud de l'Alberta à la fin février (D. Dolmen, L. Bennett, comm. pers.). Les tendances automnales depuis 1995 (figure 19) affichent une relation stable avec les dates médianes des oiseaux immatures se produisant plus tôt que celles de l'espèce et des oiseaux adultes, et les trois indiquent des tendances linéaires dénotant que le passage se fait progressivement plus tôt pendant cette période.

En raison des méthodes normalisées utilisées et de la corrélation avec les études de productivité au parc national Denali, les dénombrements de migration de l'Aigle royal sur le Mont Lorette semblent fournir de l'information significative à propos des tendances de la population de cette espèce du Nord. L'application de l'ensemble des

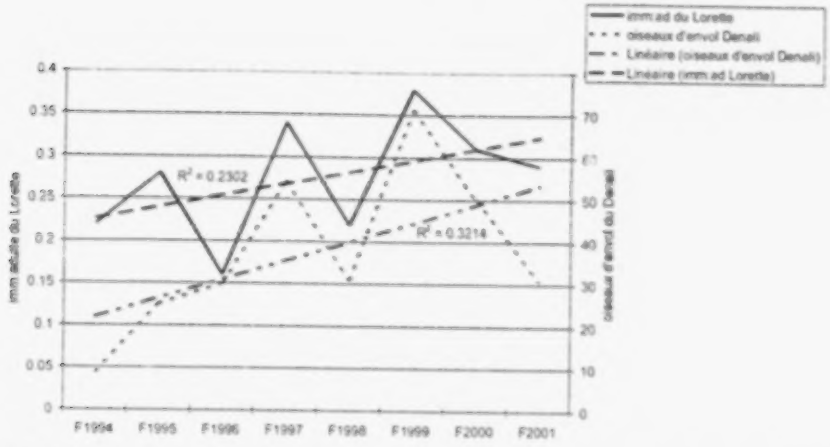


Figure 16. Comparaison du nombre d'oiseaux qui ont pris leur envol du parc Denali par rapport aux immatures du mont Lorette : ratio d'adultes, de 1994 à 2001.

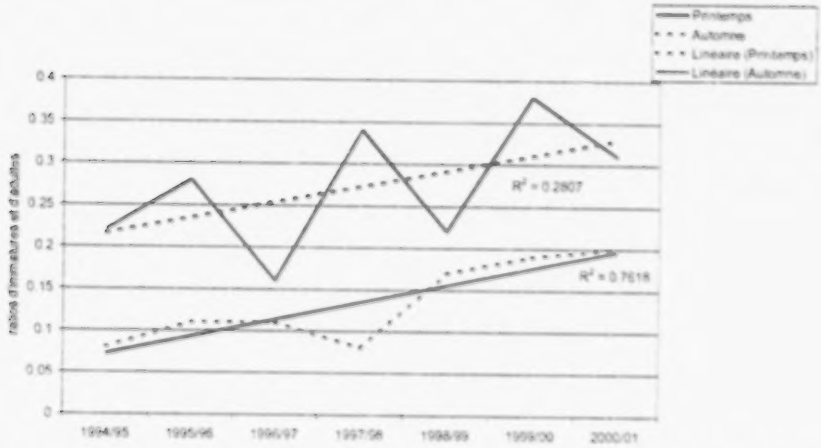


Figure 17. Aigles royaux du mont Lorette, ratios d'immatures et d'adultes, de l'automne de 1994 au printemps de 2001.

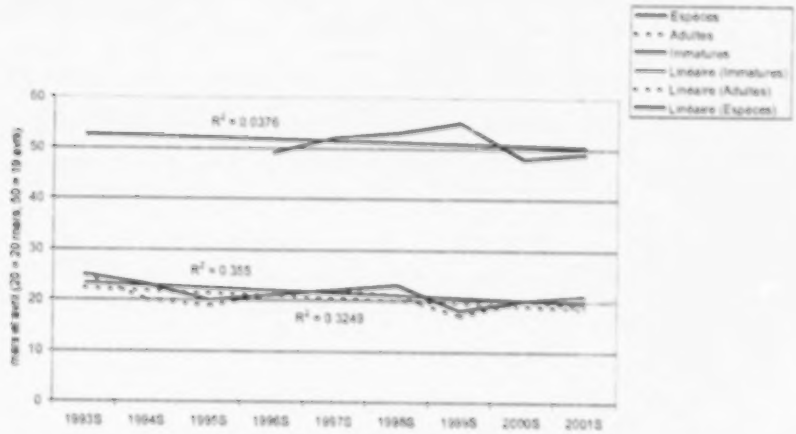


Figure 18. Mont Lorette, les dates de passage médianes printanières des Aigles royaux de 1993 à 2001.

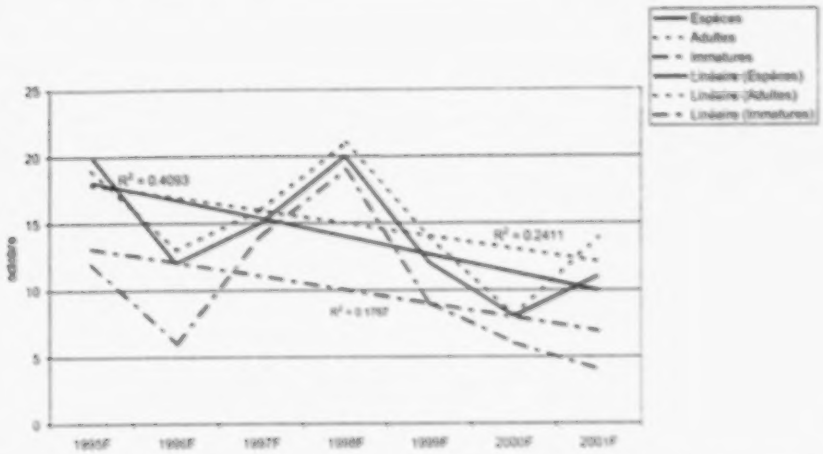


Figure 19. Mont Lorette, les dates de passage médianes automnales des Aigles royaux de 1995 à 2001.

données aux dénombrements futurs de migration devrait améliorer notre compréhension de la dynamique de la population de cette espèce.

Remerciements

Carol McIntyre a gracieusement offert des données inédites du Denali National Park et de nombreux commentaires utiles pour une première ébauche de cet article. Je désire remercier les co-observateurs du Mont Lorette, sans l'aide desquels le dénombrement serait beaucoup moins complet. Le fonds commémoratif James L. Baillie a offert une subvention pour une campagne sur le terrain en 2001.

Références

Boutin S. C.J. Krebs, M.R.T. Dales, S.J. Hannon, K. Martin, A.R.E. Sinclair, J.N.M. Smith, R. Turkington, M. Blowe, A. Byrom, F.I. Doyle, D. Hik, L. Hoefer, A. Hubbs, T. Karels, D.L. Murray, V. Nams, M. O'Donoghue, C. Rohner et S. Schweiger. 1995. *Population changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada's Boreal Forest.* Oikos 74: 69-80.

Dekker, D. 1970. *Migrations of diurnal birds of prey in the Rocky Mountain Foothills west of Cochrane, Alberta.* Blue Jay 28(1).

Dunn, E.H et D.J.T. Hussell. 1995. *Using migration counts to monitor landbird populations: review and evaluation of current status.* Pages 43-88 dans « Current Ornithology, vol. 12 », (D.M.Power, réd.). Plenum Press, New York.

Grindrod, P. et J. Smith. 2000. *Migration counts indicate broad-winged hawks are increasing in the West: Evidence of breeding range expansion?* Raptor Watch 14: 8-9, HawkWatch International, Salt Lake City, Utah.

Hoffman, S. W., W.R. DeRagon et J.C. Bednarz. 1992. *Patterns and recent trends in counts of migrant hawks in western North America 1977-1991.* HawkWatch International: 1-2. Salt Lake City, UT

Kjellen, N. et G. Roos. 2000. *Population trends in Swedish raptors demonstrated by migration counts at Falsterbo, Sweden, 1942-1997.* Bird Study 487: 195-211.

Lewis, S.A. et W.R. Gould. 2000. *Survey effort effects on power to detect trends in raptor migration counts.* Wildlife Society Bulletin 28: 317-329.

McIntyre, C.L. et L.G. Adams. 1999a. *Reproductive characteristics of migratory golden eagles in Denali National Park, Alaska.* Condor 101: 115-123.

McIntyre, C.L. et L.G. Adams. 1999b. *Reproductive success of migratory golden eagles (Aquila chrysaetos) in Denali National Park, Alaska.* Condor 101: 115-123.

McIntyre, C.L et R.E. Ambrose. 1999. *Raptor migration in autumn through the Upper Tanana Valley, Alaska.* Western Birds 30: 33-38.

Pinel, H.W., W.W. Smith et C.R. Weeshler. 1991. *Alberta Birds, 1971-1980. Volume I, Non-Passerines.* Provincial Museum of Alberta Natural History, publication hors série n° 13.

Sadler T.S. et M.T. Myers. 1976. *Alberta Birds, 1961-1970.* Provincial Museum of Alberta Natural History, publication hors série n° 1.

Sherrington, P. 1993. *Golden eagle migration in the Front Ranges of the Alberta Rocky Mountains.* Birders Journal 2 (4): 195-204.

Sherrington, P. 2001a. *Western Mountain Continental Flyway.* HMANA Hawk Migration Studies 26 (2). Spring 2000 Flyway Reports: 46-68.

Sherrington, P. 2001a. *Western Mountain Continental Flyway.* HMANA Hawk Migration Studies 27 (1). Fall 2000 Flyway Reports: 35-80.

Smith J.P. et S.W. Hoffman. 1998. *The value of an extensive raptor migration monitoring network in western North America.* Pages 597-615 dans « Raptors at Risk: Proceedings Vth World Working Group on Birds of Prey and Owls, Midrand, Johannesburg, South Africa, August 1988 » (R.D. Chancellor et B-U. Meyburg, réd.), Groupe de travail mondial sur les rapaces, Berlin (Allemagne), et Hancock House Publishers, Colombie-Britannique et Washington.

Swem, T. 1985. *Sitkagi Beach raptor migration study, spring 1982.* Pages 13-26 dans « Proceedings of Hawk Migration Conference IV » (M. Harwood, réd.). Hawk Migration Association of North America, Rochester, NY.

Titus, K, M.R. Fuller et J.L. Ruos. 1989. *Considerations for monitoring raptor population trends based on counts of migrants.* Pages 19-32 dans « Migrants in the Modern World. Proceedings of the III World Conference on Birds of Prey and Owls, Eilat, Israel, 1987 » (B-U. Meyburg et R.D. Chancellor, réd.). Groupe de travail mondial sur les rapaces, Berlin (Allemagne).

Wheeler, B.K. et W.S. Clark. *A Photographic Guide to North American Raptors.* Academic Press, Londres et San Diego. 1995.

Tendances des oiseaux de proie au Québec

Jacques Ibarzabal, Observatoire d'oiseaux de Tadoussac, Explos-Nature, C.P. 1070, Beauport, QC G1E 6B3; jhawk.ibarzabal@sympatico.ca

La plupart des oiseaux de proie diurne en migration sont peu disposés à traverser les vastes étendues d'eau (Kerlinger 1989). Ainsi, les rapaces en provenance du nord-est du Québec et du Labrador sont concentrés contre l'imposante masse d'eau que représente le Saint-Laurent lors de leur migration vers le Sud. Des recensements quotidiens de rapaces diurnes en période automnale sont exécutés depuis 1993 par l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac à la Baie-du-Moulin-Baude, Tadoussac, Québec, sur le territoire du Parc du Saguenay. Le rétrécissement de l'estuaire en amont de Tadoussac (<20 km) pourrait encourager la traversée de plusieurs oiseaux de proie limitant ainsi la qualité des recensements. Cet article résume le premier effort d'analyse de ces données.

Deux types de test de tendances ont été utilisés - la régression linéaire simple et la régression de Poisson (voir Bélisle et al. 2001).

Tableau 9. Tendances[1] des populations de rapaces diurnes dénombrés par l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac, 1993-2000.

Espèces	Tendances	Intervalle de confiance à 95%[2] Limite inférieure	Limite supérieure
Balbuzard pêcheur	0.0690	-0.42	0.23
Pygargue à tête blanche	0.1338	-0.03	0.30
Busard St-Martin	0.012	-0.3	0.27
Épervier brun	0.0481	-0.12	0.19
Autour des palombes	0.0298	-0.14	0.19
Petite Buse	0.0953	-0.27	0.28
Buse à queue rousse	0.0503	-0.2	0.32
Buse pattue	0.0207	-0.32	0.36
Aigle royal	0.0276	-0.21	0.23
Crécerelle d'Amérique	0.0596	-0.26	0.22
Faucon émerillon	0.0496	-0.11	0.39
Faucon pèlerin	0.0764	-0.16	0.2

[1]Les tendances sont calculées à l'aide d'une régression de Poisson du nombre d'individus observés sur les années et avec le log naturel de l'effort d'échantillonnage en offset.
[2]Les intervalles de confiance sont basés sur 1000 répliques des coefficients de régression obtenus par bootstrap.

Les résultats étant similaires pour les deux tests, seul ceux de la régression de Poisson sont présentés. Aucune espèce de rapaces diurnes considérée dans ces analyses ne présente de déclin au cours des huit premières années d'échantillonnage (Tableau 9). Seul le Pygargue à tête blanche montre des signes de hausse de population proche du seuil significatif.

Les analyses présentes quelques limites du fait quelles sont basées sur huit années de recensement ce qui constitue une courte série temporelle pour l'analyses de tendances des populations, surtout lorsqu'on considère que plusieurs espèces d'oiseaux de proie connaissent des cycles qui provoquent des variations naturelles de leurs effectifs. De plus, divers facteurs peuvent affecter la résolution des analyses, commes les facteurs météorologiques, les biais liés à l'observateur, la variation à l'effort d'échantillonnage, et des observations manquantes (Link et Sauer 1998, Lewis et Gould 2000). Bien que l'on tente de contrôler ces facteurs, les biais liés aux cycles naturels sont peu documentés en milieu boréal et sous-arctique. Ainsi, une variation naturelle importante des effectifs pourrait créer un effet de levier important sur les courtes séries temporelles dont dispose actuellement l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac sans toutefois refléter un déclin ou une hausse générale de la population (Bélisle et coll., 2001). Il est nécessaire d'identifier la présence et la période de tels cycles, pour améliorer les modèles d'analyses des tendances des populations futures.

Il importe donc de poursuivre les travaux de recensement des rapaces diurnes à l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac parce que ce site est l'un des mieux situé pour suivre les populations septentrionales des rapaces diurnes, particulièrement les populations de l'Autour des palombes, de la Buse pattue et de l'Aigle royal dans l'Est du continent. D'autre part, le cumul des années d'échantillonnage permettra d'améliorer la précision des analyses et permettra de raffiner l'interprétation des tendances observés au sein des populations de rapaces diurnes.

Remerciements

Je remercie Claude Auchu et Christiane Girard pour leur intérêt et leur vigilance à exécuter ces travaux de terrain. Je remercie aussi Marc Bélisle, Louis Imbeau et Marc Mazerolle pour les analyses statistiques. Sans la participation financière et le soutien de nos partenaires, ces travaux n'auraient pu être réalisés ; La Société de la Faune et des Parcs du Québec, le Parc du Saguenay, le Service canadien

Titus, K, M.R. Fuller et J.L. Ruos. 1989. *Considerations for monitoring raptor population trends based on counts of migrants*. Pages 19-32 dans « Migrants in the Modern World: Proceedings of the III World Conference on Birds of Prey and Owls, Eilat, Israel, 1987 » (B-U. Meyburg et R.D. Chancellor, réd.). Groupe de travail mondial sur les rapaces, Berlin (Allemagne).

Wheeler, B.K. et W.S. Clark. *A Photographic Guide to North American Raptors*. Academic Press, Londres et San Diego, 1995.

Tendances des oiseaux de proie au Québec

✠ Jacques Ibarzabal, Observatoire d'oiseaux de Tadoussac, Explos-Nature, C.P. 5070, Beauport, QC G1E 6B3; jbarak.ibarzabal@sympatico.ca

La plupart des oiseaux de proie diurne en migration sont peu disposés à traverser les vastes étendues d'eau (Kerlinger 1989). Ainsi, les rapaces en provenance du nord-est du Québec et du Labrador sont concentrés contre l'imposante masse d'eau que représente le Saint-Laurent lors de leur migration vers le Sud. Des recensements quotidiens de rapaces diurnes en période automnale sont exécutés depuis 1993 par l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac à la Baie-du-Moulin-Baude, Tadoussac, Québec, sur le territoire du Parc du Saguenay. Le rétrécissement de l'estuaire en amont de Tadoussac (<20 km) pourrait encourager la traversée de plusieurs oiseaux de proie limitant ainsi la qualité des recensements. Cet article résume le premier effort d'analyse de ces données.

Deux types de test de tendances ont été utilisés - la régression linéaire simple et la régression de Poisson (voir Bélisle et al. 2001). Les résultats étant similaires pour les deux tests, seul ceux de la régression de Poisson sont présentés. Aucune espèce de rapaces diurnes considérée dans ces analyses ne présente de déclin au cours des huit premières années d'échantillonnage (Tableau 9). Seul le Pygargue à tête blanche montre des signes de hausse de population proche du seuil significatif.

Les analyses présentes quelques limites du fait quelles sont basées sur huit années de recensement ce qui constitue une courte série temporelle pour l'analyses de tendances des populations, surtout lorsqu'on considère que plusieurs espèces d'oiseaux de proie connaissent des cycles qui provoquent des variations naturelles de leurs effectifs. De plus, divers facteurs peuvent affecter la résolution des analyses, comme les facteurs météorologiques, les biais liés à l'observateur, la variation à l'effort d'échantillonnage, et des observations manquantes (Link et Sauer 1998, Lewis et Gould 2000). Bien que l'on tente de contrôler ces facteurs, les biais liés aux cycles naturels sont peu documentés en milieu boréal et sous-arctique. Ainsi, une variation naturelle importante des effectifs pourrait créer un effet de levier important sur les courtes séries temporelles dont dispose actuellement l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac sans toutefois refléter un déclin ou une hausse générale de la population (Bélisle et coll., 2001). Il est nécessaire d'identifier la présence et la période de tels cycles, pour améliorer les modèles d'analyses des tendances des populations futures.

Il importe donc de poursuivre les travaux de recensement des rapaces diurnes à l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac parce que ce site est l'un des mieux situé pour suivre les populations septentrionales des rapaces diurnes, particulièrement les populations de l'Autour des palombes, de la Buse pattue et de l'Aigle royal dans l'Est du continent. D'autre part, le cumul des années d'échantillonnage permettra d'améliorer la précision des analyses et permettra de raffiner l'interprétation des tendances observés au sein des populations de rapaces diurnes.

Tableau 9. Tendances[1] des populations de rapaces diurnes dénombrés par l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac , 1993-2000.

Espèces	Tendances	Intervalle de confiance à 95%	
		Limite inférieure	Limite supérieure
Balbuzard pêcheur	0.0699	-0.42	0.23
Pygargue à tête blanche	0.1558	-0.03	0.36
Busard St-Martin	0.012	-0.3	0.27
Epervier brun	0.0481	-0.12	0.16
Autour des palombes	0.0259	-0.14	0.19
Petite Buse	0.0953	-0.27	0.28
Buse à queue rousse	0.0593	-0.2	0.32
Buse pattue	0.0207	-0.32	0.36
Aigle royal	0.0276	-0.21	0.23
Circaète d'Amérique	0.0596	-0.26	0.22
Faucon émerillon	0.0496	-0.11	0.38
Faucon pèlerin	0.0754	-0.18	0.2

[1] Les tendances sont calculées à l'aide d'une régression de Poisson du nombre d'individus observés sur les années et avec le log naturel de l'effort d'échantillonnage en offset.
Les intervalles de confiance sont basés sur 1000 replicats des coefficients de régression obtenus par bootstrap

Remerciements

Je remercie Claude Auchu et Christiane Girard pour leur intérêt et leur vigilance à exécuter ces travaux de terrain. Je remercie aussi Marc Bélisle, Louis Imbeau et Marc Mazerolle pour les analyses statistiques. Sans la participation financière et le soutien de nos partenaires, ces travaux n'auraient pu être réalisés : La Société de la Faune et des Parcs du Québec, le Parc du Saguenay, le Service canadien

de la faune, le Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale de l'Université du Québec à Chicoutimi, la Fondation de la faune du Québec, l'Association québécoise des groupes d'ornithologues, le Fond mémorial Alfred B. Kelly de la Société québécoise pour la protection des oiseaux, le Fond mémorial James L. Baillie administré par Études d'oiseaux Canada.

Références

Bélisle, M., L. Imbeau, et M.J. Mazerolle. 2001. *Dénombrements de rapaces diurnes par l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac: recommandations pour l'analyse statistique des tendances de populations*. Observatoire d'oiseaux de Tadoussac. Programme de recherche de Explos-Nature. Disponible sur demande en version PDF au courriel (hawk.tbarzabal@sympatico.ca)

Kerlinger, P. 1989. *Flight strategies of migrating hawks*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Lewis, S.A. et W.R. Gould. 2000. *Survey effort effects on power to detect trends in raptor migration counts*. Wildlife Society Bulletin 28 :317-329.

Link, W.A., et J.R.Sauer. 1998. *Estimating population change from count data: Application to the North American Breeding Bird Survey*. Ecological applications 8 : 258 - 268.

Surveillance des strigidés nocturnes de l'Amérique du Nord – une initiative reposant sur des bénévoles

✠ Lisa Takats Priestley, Études d'Oiseaux Canada, Edmonton (Alberta) T6B 2X3, lisa.priestley@ec.gc.ca

Il est essentiel d'avoir des renseignements sur la répartition, l'abondance et les tendances démographiques de toutes les espèces d'oiseaux de l'Amérique du Nord pour élaborer des stratégies de conservation solides, déterminer quelles espèces ont besoin de mesures de conservation particulières et évaluer l'efficacité des programmes actuels de gestion. Bien qu'il existe de nombreux programmes de surveillance à long terme (p. ex. le Relevé des oiseaux nicheurs, la surveillance de la migration et le Recensement des oiseaux de Noël), les relevés actuels portant sur des espèces multiples ne surveillent pas adéquatement la plupart des espèces de strigidés nocturnes.

Parce que les strigidés hululent pour communiquer avec leur partenaire et pour délimiter leur territoire (Johnsgard, 1988), imiter leurs cris ou en diffuser un enregistrement peut mener les individus de nombreuses espèces à répondre (Mosher et Fuller, 1996). Cette technique de relevé sert à recueillir des données sur l'aire de répartition et la situation de plusieurs espèces de strigidés en Amérique du Nord (Duncan et Duncan, 1997); il est aussi possible de l'utiliser pour déterminer les associations à un habitat (Lehmkuhl et Raphael, 1993, Mazur, 1997, Duncan et Kearns, 1997, Takats, 1998a).

À la suite d'un atelier canadien sur la surveillance des strigidés nocturnes (Holroyd et Takats, 1997), les participants ont convenu d'adopter un ensemble d'éléments normalisés qui devraient être intégrés aux relevés portant sur les strigidés nicheurs effectués en bordure de route.

Les lignes directrices du protocole de relevé visent à assurer une surveillance à grande échelle de l'abondance relative, de la répartition et de l'utilisation de l'habitat ainsi que des modifications que subissent ces paramètres dans le temps. Elles prévoient ce qui suit :

- choisir des parcours au hasard, pour qu'ils soient représentatifs de la région où s'effectue le relevé (compte tenu des contraintes des relevés effectués en bordure de route);
- prévoir des parcours qui comprennent au minimum dix postes d'observation, espacés d'au moins 1,6 km, et où le relevé peut être effectué en une seule nuit;
- réaliser le relevé une fois par année, à un moment où la majorité des espèces de la région hululent le plus;
- géocoder la position de départ et, de préférence, tous les postes d'observation le long du parcours, afin de permettre de lier les données sur les strigidés et les emplacements de l'analyse de l'habitat;
- commencer le relevé à chacun des postes par une période d'écoute silencieuse de deux minutes;
- utiliser un enregistrement à un poste d'observation si l'on sait que les espèces cibles y réagissent bien;
- concevoir des formules d'inscription des données sur le terrain qui permettent d'enregistrer les intervalles de temps pendant lesquels chacun des strigidés est décelé (c.-à-d. avant ou après la diffusion de l'enregistrement de diverses espèces);

Personnes-ressources du programme de surveillance des strigidés

Provinces de l'Atlantique

Becky Whittam, Études d'Oiseaux Canada, C.P. 6227, 17 Waterfowl Lane, Sackville (Nouveau-Brunswick) E4L 1G6; tél. : (506) 364-5047; courriel : becky.whittam@ec.gc.ca

Ontario

Debbie Badzinski, Études d'Oiseaux Canada, C.P. 160, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0; tél. : (519) 586-3531; courriel : dbadzinski@bsc-eoc.org

Manitoba

Jim Duncan, Conservation Manitoba, C.P. 24, 200 Saulteaux Crescent, Winnipeg (Manitoba) R3J 3W3; tél. : (204) 945-7465, courriel : jduncan@nr.gov.mb.ca

Saskatchewan

Alan R. Smith, Environment Canada, 115 Perimeter Road, Saskatoon, SK S7N 0X4. tél (306) 975-4091; alan.smith@ec.gc.ca

Alberta

Lisa Takats Priestley, Études d'Oiseaux Canada, 7e étage, immeuble O.S. Longman, 6909-116 Street, Edmonton (Alberta) T6H 4P2; tél. : (780) 427-1249; courriel : lisa.takats@gov.ab.ca

Colombie-Britannique

Dick Cannings, Études d'Oiseaux Canada, 1330 Debeck Road, S.11, C.96, RR#1, Naramata (Colombie-Britannique) V0H 1N0; tél. : (250) 496-4049; courriel : dickcannings@home.com

de la faune, le Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale de l'Université du Québec à Chicoutimi, la Fondation de la faune du Québec, l'Association québécoise des groupes d'ornithologues, le Fond mémorial Alfred B. Kelly de la Société québécoise pour la protection des oiseaux, le Fond mémorial James L. Baillie administré par Études d'oiseaux Canada.

Références

Bélisle, M., L. Imbeau, et M.J. Mazerolle. 2001. *Dénombrements de rapaces diurnes par l'Observatoire d'oiseaux de Tadoussac: recommandations pour l'analyse statistique des tendances de populations*. Observatoire d'oiseaux de Tadoussac. Programme de recherche de Explos-Nature. Disponible sur demande en version PDF au courriel (jhawk.ibarzabal@sympatico.ca)

Kerlinger, P. 1989. *Flight strategies of migrating hawks*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois.

Lewis, S.A. et W.R. Gould. 2000. *Survey effort effects on power to detect trends in raptor migration counts*. Wildlife Society Bulletin 28 :317-329.

Link, W.A., et J.R.Sauer. 1998. *Estimating population change from count data: Application to the North American Breeding Bird Survey*. Ecological applications 8 : 258 - 268.

Surveillance des strigidés nocturnes de l'Amérique du Nord – une initiative reposant sur des bénévoles

Lisa Takats Priestley, Études d'Oiseaux Canada, Edmonton (Alberta) T6B 2X3, lisa.priestley@ec.gc.ca

Il est essentiel d'avoir des renseignements sur la répartition, l'abondance et les tendances démographiques de toutes les espèces d'oiseaux de l'Amérique du Nord pour élaborer des stratégies de conservation solides, déterminer quelles espèces ont besoin de mesures de conservation particulières et évaluer l'efficacité des programmes actuels de gestion. Bien qu'il existe de nombreux programmes de surveillance à long terme (p. ex. le Relevé des oiseaux nicheurs, la surveillance de la migration et le Recensement des oiseaux de Noël), les relevés actuels portant sur des espèces multiples ne surveillent pas adéquatement la plupart des espèces de strigidés nocturnes.

Parce que les strigidés hululent pour communiquer avec leur partenaire et pour délimiter leur territoire (Johnsgard, 1988), imiter leurs cris ou en diffuser un enregistrement peut mener les individus de nombreuses espèces à répondre (Mosher et Fuller, 1996). Cette technique de relevé sert à recueillir des données sur l'aire de répartition et la situation de plusieurs espèces de strigidés en Amérique du Nord (Duncan et Duncan, 1997); il est aussi possible de l'utiliser pour déterminer les associations à un habitat (Lehmkuhl et Raphael, 1993, Mazur, 1997, Duncan et Kearns, 1997, Takats, 1998a).

À la suite d'un atelier canadien sur la surveillance des strigidés nocturnes (Holroyd et Takats, 1997), les participants ont convenu d'adopter un ensemble d'éléments normalisés qui devraient être intégrés aux relevés portant sur les strigidés nicheurs effectués en bordure de route.

Les lignes directrices du protocole de relevé visent à assurer une surveillance à grande échelle de l'abondance relative, de la répartition et de l'utilisation de l'habitat ainsi que des modifications que subissent ces paramètres dans le temps. Elles prévoient ce qui suit :

- choisir des parcours au hasard, pour qu'ils soient représentatifs de la région où s'effectue le relevé (compte tenu des contraintes des relevés effectués en bordure de route);
- prévoir des parcours qui comprennent au minimum dix postes d'observation, espacés d'au moins 1,6 km, et où le relevé peut être effectué en une seule nuit;
- réaliser le relevé une fois par année, à un moment où la majorité des espèces de la région hululent le plus;
- géocoder la position de départ et, de préférence, tous les postes d'observation le long du parcours, afin de permettre de lier les données sur les strigidés et les emplacements de l'analyse de l'habitat;
- commencer le relevé à chacun des postes par une période d'écoute silencieuse de deux minutes;
- utiliser un enregistrement à un poste d'observation si l'on sait que les espèces cibles y réagissent bien;
- concevoir des formules d'inscription des données sur le terrain qui permettent d'enregistrer les intervalles de temps pendant lesquels chacun des strigidés est décelé (c.-à-d. avant ou après la diffusion de l'enregistrement de diverses espèces);

Personnes-ressources du programme de surveillance des strigidés

Provinces de l'Atlantique

Becky Whittam, Études d'Oiseaux Canada, C.P. 6227, 17 Waterfowl Lane, Sackville (Nouveau-Brunswick) E4L 1G6; tél. : (506) 364-5047; courriel : becky.whittam@ec.gc.ca

Ontario

Debbie Badzinski, Études d'Oiseaux Canada, C.P. 160, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0; tél. : (519) 586-3531; courriel : dbadzinski@bsc-eoc.org

Manitoba

Jim Duncan, Conservation Manitoba, C.P. 24, 200 Saulteaux Crescent, Winnipeg (Manitoba) R3J 3W3; tél. : (204) 945-7465, courriel : jduncan@nr.gov.mb.ca

Saskatchewan

Alan R. Smith, Environment Canada, 115 Perimeter Road, Saskatoon, SK S7N 0X4. tél (306) 975-4091; alan.smith@ec.gc.ca

Alberta

Lisa Takats Priestley, Études d'Oiseaux Canada, 7e étage, immeuble O.S. Longman, 6909-116 Street, Edmonton (Alberta) T6H 4P2; tél. : (780) 427-1249; courriel : lisa.takats@gov.ab.ca

Colombie-Britannique

Dick Cannings, Études d'Oiseaux Canada, 1330 Debeck Road, S.11, C.96, RR#1, Naramata (Colombie-Britannique) V0H 1N0; tél. : (250) 496-4049; courriel : dickcannings@home.com

- inscrire la direction et la distance approximatives de l'emplacement où chacun des strigidés est entendu pour la première fois.

Ces lignes directrices seront intégrées à la North American Raptor Monitoring Strategy en voie d'élaboration par la Snake River Field Station du U.S. Geological Survey, la Raptor Research Foundation et le Boise State University Raptor Research Center (http://srfs.wr.usgs.gov/NARMS.htm; anglais seulement).

Les lignes directrices pour les relevés portant sur les strigidés nicheurs effectués en bordure de route sont disponibles (en anglais seulement) à : http://www.bsc-eoc.org/owls.html ou de l'auteur.

Des bénévoles effectuent des relevés de strigidés nicheurs dans plusieurs régions du Canada. En Colombie-Britannique et dans le Sud du Yukon, 177 bénévoles ont fait 2 072 arrêts et ont entendu 308 strigidés appartenant à huit espèces (Cannings, 2001). Des relevés pilotes, auxquels ont participé 25 bénévoles et lesquels comptaient 30 transects, ont été effectués en Alberta pendant deux ans (Takats, 1998b). Les 91 participants du Relevé des strigidés nocturnes du Manitoba ont effectué 57 parcours, sur lesquels ils ont décelé 0,27 strigidé par poste d'observation (Manitoba Conservation, 2001). En 2001, 172 observateurs ont participé au Relevé des hiboux nocturnes de l'Ontario et effectué 275 parcours (Badzinski, 2002). Des bénévoles ont mis en branle un relevé des strigidés sur l'île du Cap-Breton, en Nouvelle-Écosse, au printemps 2000 (Myers, comm. pers.) et 200 Canadiennes et Canadiens des provinces de l'Atlantique ont effectué 104 parcours en 2001 (Whittam, 2001a, 2001b).

Les relevés des strigidés nocturnes effectués par des bénévoles semblent constituer un moyen efficace de surveillance de bon nombre d'espèces de strigidés. Si vous désirez participer, veuillez communiquer avec le coordonnateur de votre région. Pour obtenir des renseignements sur l'établissement d'un programme de bénévoles ou pour participer au programme national, veuillez communiquer avec l'auteure du présent article.

Références

Badzinski, D. 2002. *Ontario nocturnal owl survey, 2001 final report*. Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan, Ontario, 18 p.

Cannings, D. 2001. *The BC nocturnal owl survey 2001*. 8 p. Un bulletin d'Études d'Oiseaux Canada, Naramata (Colombie-Britannique).

Duncan, J.R. et P.A. Duncan. 1997. *Increase in distribution records of owl species in Manitoba based on volunteer nocturnal surveys using boreal owl* (Aegolius funereus) *and great gray owl* (Strix nebulosa) *playback*. Pages 519-524 dans « Biology and Conservation Owls of the Northern Hemisphere » (J.R. Duncan, D.H. Johnson et T.H. Nicholls, éditeurs), USDA Forest Service General Technical Report NC-190.

Duncan, J.R. et A.E. Kearns. 1997. *Habitat association with barred owl (Strix varia) locations in southeastern Manitoba: a review of a habitat model*. Pages 138-147dans « Biology and Conservation Owls of the Northern Hemisphere » (J.R. Duncan, D.H. Johnson et T.H. Nicholls, éditeurs). USDA Forest Service General Technical Report NC-190.

Holroyd, G.L. et L. Takats. 1997. *Report on the Nocturnal Raptor Monitoring Workshop*. Pages 609-611 dans « Biology and Conservations of Owls of the Northern Hemisphere » (J.R. Duncan, D.H. Johnson et T.H. Nicholls, éditeurs). USDA Forest Service General Technical Report NC-190.

Johnsgard, P.A. 1988. *North American owls, biology and natural history*. Smithsonian Institution, Washington, D.C. 295 p.

Lehmkuhl, J.F. et M.G. Raphael. 1993. *Habitat pattern around northern spotted owl locations on the Olympic Peninsula, Washington*. Journal of Wildlife Management 57: 302-315.

Manitoba Conservation. 2001. *Manitoba nocturnal owl survey, 2001*. Données inédites, Winnipeg (Manitoba).

Mazur, K.M. 1997. *Spatial habitat selection by barred owls* (Strix varia) *in the boreal forest of Saskatchewan, Canada*. Thèse de maîtrise en sciences, Université de Regina, Regina (Saskatchewan), 85 p.

Mosher, J.A. et M.R. Fuller. 1996. *Surveying woodland hawks with broadcasts of great horned owl vocalizations*. Wildlife Society Bulletin 24: 531-536.

Takats, D.L. 1998a. *Barred owl habitat use and distribution in the Foothills Model Forest*. Thèse de maîtrise en sciences, Department of Renewable Resources, University of Alberta, Edmonton (Alberta).

Takats, D.L. 1998b. *Nocturnal owl surveys in the Foothills Model Forest – a model for a volunteer program*. Beaverhill Bird Observatory, Edmonton (Alberta), 10 p.

Whittam, Becky. 2001a. *New Brunswick Nocturnal Owl Survey 2001 Annual Report*. Études d'Oiseaux Canada, région de l'Atlantique, Sackville (Nouveau-Brunswick), 24 p.

Whittam, Becky. 2001b. *Prince Edward Island Nocturnal Owl Survey 2001 Annual Report*. Études d'Oiseaux Canada, région de l'Atlantique, Sackville (Nouveau-Brunswick), 20 p.

Tendances démographiques des strigidés nocturnes de l'Ontario

Debbie S. Badzinski, Études d'Oiseaux Canada, Port Rowan (Ontario) N0E 1M0; dbadzinski@bsc-eoc.org

Les strigidés sont considérés comme de bons indicateurs de la santé des forêts en raison de leur position au sommet de la chaîne alimentaire et de leur dépendance à l'égard d'étendues de forêt relativement grandes. Toutefois, la plupart des espèces de strigidés ont un territoire étendu, sont discrètes et surtout nocturnes, et leur densité est

relativement faible. En conséquence, les programmes existants, comme le Relevé des oiseaux nicheurs et le Recensement des oiseaux de Noël, ne les surveillent pas bien, et l'on sait peut de choses sur l'abondance et la situation de la plupart des populations de strigidés nocturnes du Canada.

Pour aborder cette question, Études d'Oiseaux Canada, en collaboration avec plusieurs gouvernements et organismes non gouvernementaux ainsi qu'avec certaines sociétés privées, coordonne des relevés des strigidés nocturnes que des bénévoles effectuent en bordure des routes en Colombie-Britannique, en Ontario et dans les provinces de l'Atlantique. Ces relevés suivent les lignes directrices nord-américaines pour la surveillance des strigidés nocturnes (Takats et coll., 2001), et semblent être un moyen efficace de surveiller plusieurs espèces de strigidés. Les relevés des strigidés de la Colombie-Britannique et des provinces de l'Atlantique sont nouveaux (ils ont débuté respectivement en 2000 et en 2001), alors que le Relevé des hiboux nocturnes de l'Ontario a recueilli suffisamment de données pour que l'analyse des tendances démographiques soit possible pour certaines espèces pour la période allant de 1995 à 2000.

Le Relevé des hiboux nocturnes de l'Ontario, que coordonne Études d'Oiseaux Canada en collaboration avec le Programme d'évaluation de la faune du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, utilise un protocole de diffusion d'enregistrements en bordure de route qui cible la Petite Nyctale (*Aegolius acadicus*) et la Chouette rayée (*Strix varia*) dans le Centre de l'Ontario, et la Chouette laponne (*Strix nebulosa*) et la Nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans le Nord de l'Ontario (Badzinski, 2002). Un petit nombre d'individus appartenant à cinq autres espèces de strigidés (Grand-duc d'Amérique [*Bubo virginianus*], Petit-duc maculé [*Otus asio*], Hibou moyen-duc [*Asio otus*], Hibou des marais [*Asio flammeus*] et Chouette épervière [*Surnia ulula*]) sont également dénombrés au cours du Relevé. Il y a à l'heure actuelle suffisamment de données pour le calcul des tendances démographiques de trois espèces de strigidés du Centre de l'Ontario (Grand-duc d'Amérique, Petite Nyctale, Chouette rayée)

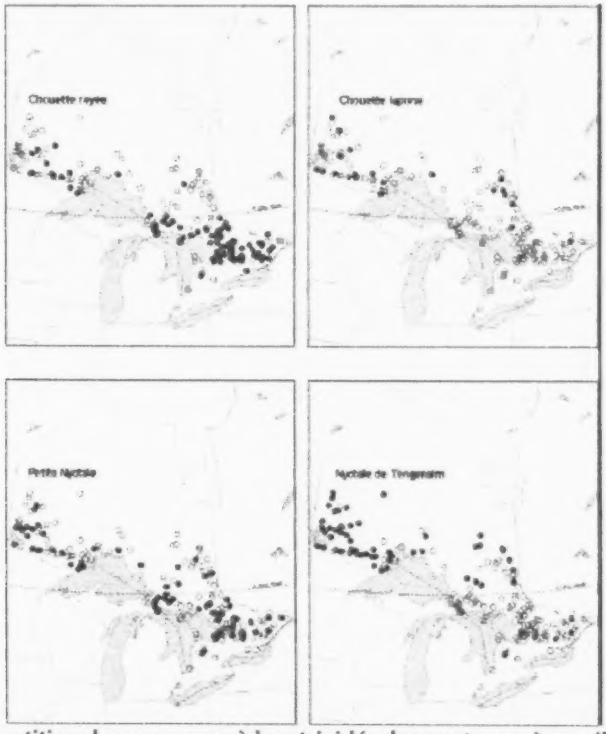


Figure 20. Répartition des parcours où les strigidés des quatre espèces cibles (Chouette rayée, Chouette lapone, Petite Nyctale et Nyctale de Tengmalm) ont été signalés en 2001 (●) et des parcours où ces espèces n'ont pas été décelées (○).

et de cinq espèces du Nord de l'Ontario (Grand-duc d'Amérique, Chouette rayée, Petite Nyctale, Chouette lapone et Nyctale de Tengmalm).

Nous avons calculé des indices de la population annuelle à l'aide de la régression de Poisson et d'un modèle avec un lien logarithmique, traitant les identificateurs des années et des parcours comme des variables classes (voir Badzinski, 2002 pour obtenir plus de précisions). Nous avons évalué la variation annuelle des dénombrements en comparant les modèles avec et sans les effets annuels, à l'aide d'un test du rapport des vraisemblances. Lorsque nous avons trouvé des différences importantes, nous nous sommes servi des contrastes pour déterminer quelles paires d'années différaient de façon significative ($P < 0,05$). Les analyses de puissance ont montré qu'avec le nombre actuel de parcours, ce relevé est suffisamment puissant pour permettre de déceler les modifications importantes de la population (c.-à-d. un déclin de 20 p. 100 à 30 p. 100 sur deux ans) pour la Chouette rayée, la Petite Nyctale et la Nyctale de Tengmalm (Badzinski et coll., 2001), mais non pour la Chouette lapone ni le Grand-duc d'Amérique. Les tendances démographiques pour chacune des cinq espèces de strigidés que surveille le Relevé sont résumées ci-dessous, et la répartition de ces espèces se trouve aux figures 20 et 21.

Nyctale de Tengmalm. Les indices annuels pour la Nyctale de Tengmalm dans le Nord de l'Ontario diffèrent beaucoup selon les années ($P < 0,0001$, figure 23). Le grand déclin de 1995 à 1996 a été suivi d'une grosse augmentation en 1997, puis d'autres déclins en 1998 et en 2000. En 2001, l'indice de la population de la Nyctale de Tengmalm a fortement augmenté, dépassant l'indice de 1995.

Petite Nyctale. Les indices de la population de la Petite Nyctale présentent de fortes variations annuelles dans le Centre ainsi que dans le Nord de l'Ontario, mais la variation a été plus prononcée dans la région centrale (figures 22 et 23). Dans le Nord comme dans le Centre de l'Ontario, le nombre de Petites Nyctales a connu des déclins considérables en 1996 et en 2000. Dans le Nord de l'Ontario, la population a presque doublé de 1997 à 1998, puis est demeurée assez stable en 1999. Elle a ensuite connu un déclin marqué en 2000, année où

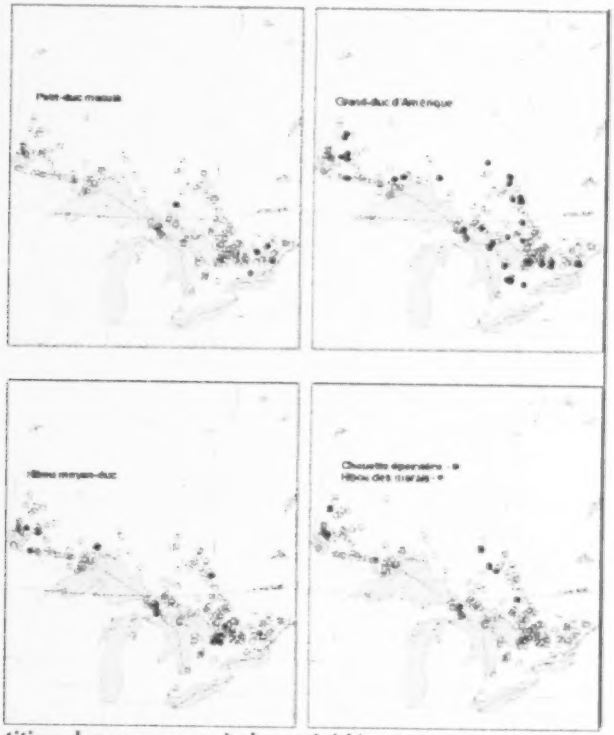


Figure 21. Répartition des parcours où des strigidés n'appartenant pas aux espèces cibles (Petit-duc maculé, Grand-duc d'Amérique, Hibou moyen-duc, Hibou des marais et Chouette épervière) ont été signalés en 2001 (■,●), et des parcours où ces espèces n'ont pas été décelées (○).

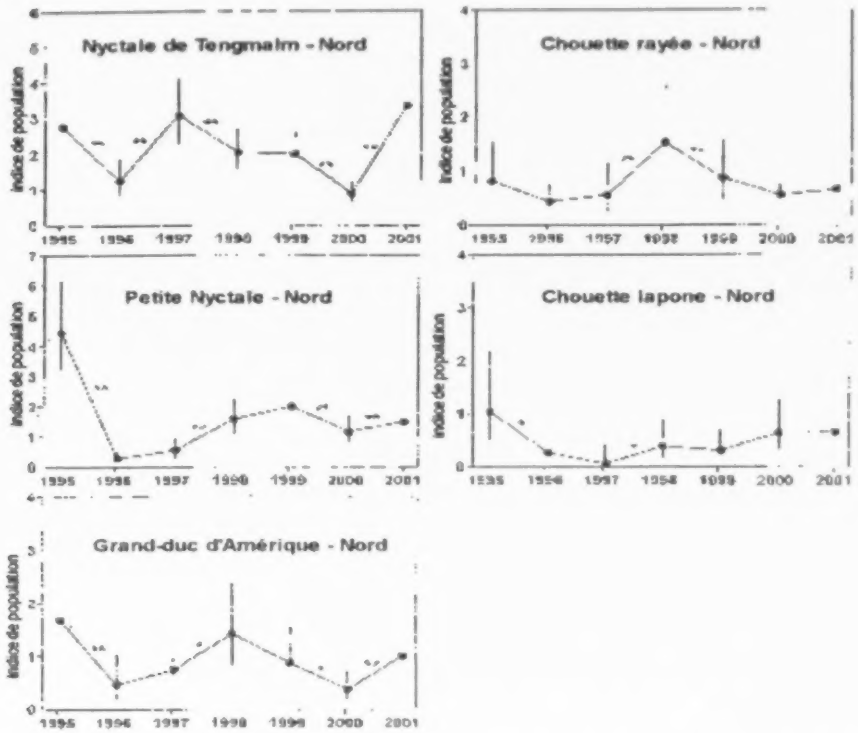


Fig. 22. Indices de la population annuelle pour les cinq espèces de strigidés les plus fréquemment décelées dans le Nord de l'Ontario pendant le Relevé des hiboux nocturnes de l'Ontario. La limite de confiance de 95 p. 100 renvoie à des différences par rapport à 2001, qui a été choisie comme année de référence. Les astérisques indiquent que la différence entre deux années est significative : * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$.

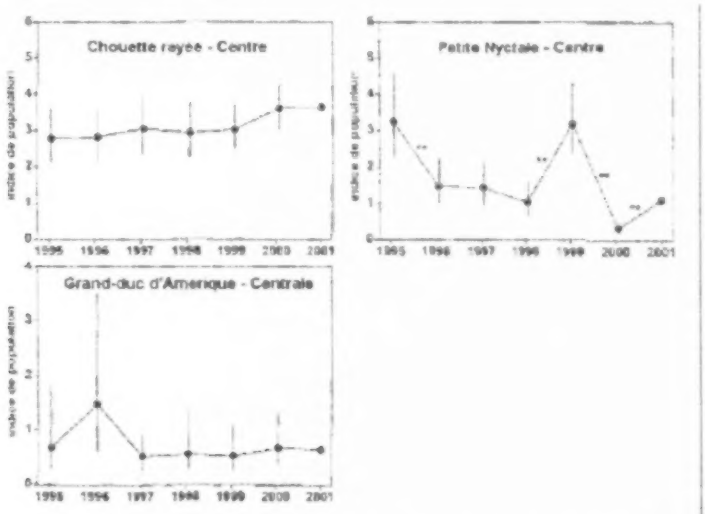


Figure 23. Indices de la population annuelle de la Chouette rayée, de la Petite Nyctale et du Gran-duc d'Amérique, les trois espèces de strigidés les plus fréquemment décelées dans le Centre de l'Ontario pendant le Relevé des hiboux nocturnes de l'Ontario. La limite de confiance de 95 p. 100 concerne les différences par rapport à 2001, qui a été choisie comme année de référence. Les astérisques indiquent que la différence entre deux années est significative : * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$.

elle a connu le plus faible nombre d'individus depuis le début du Relevé. Une tendance semblable a été observée dans le Centre de l'Ontario, sauf qu'en 1999 l'indice de la population annuelle a augmenté considérablement et atteint un niveau proche de celui de 1995, puis a diminué au nombre d'individus le plus faible en 2000. Le nombre de Petites Nyctales s'est accru considérablement de 2000 à 2001 dans le Centre comme dans le Nord de l'Ontario.

Chouette rayée. Dans le Centre de l'Ontario, où elles sont très efficacement surveillées, les populations de Chouettes rayées sont demeurées assez stables, ne subissant pas de modifications importantes de 1995 à 2001 (figure 22). Dans le Nord de l'Ontario, les indices de la population de la Chouette rayée présentaient une variation annuelle importante ($P < 0,05$), mais cela semble être en raison des chiffres relativement élevés de 1998, non à des changements importants qui auraient eu lieu en ce qui concerne les autres années (figure 23).

© Elaine M. Dickson

Chouette lapone. De 1995 à 1999, le nombre de Chouettes lapones a connu un déclin de plus de la moitié dans le Nord de l'Ontario (figure 23). Il s'est produit un déclin important en 1996 et une forte hausse en 1998. En 2000 et en 2001, le nombre de Chouettes lapones a augmenté (de façon non significative), mais le niveau de 1995 n'a pas encore été tout à fait atteint. Les estimations des modifications que subit la population de Chouettes lapones sont très peu précises, parce que cette espèce n'est observée que sur un petit nombre de parcours et rarement deux fois sur le même parcours.

Grand-duc d'Amérique. Le nombre de Grands-ducs d'Amérique varie considérablement selon les années dans le Nord de l'Ontario, mais est demeuré relativement stable dans le Centre de cette province (figures 22 et 23). Dans le Nord de l'Ontario, le nombre de Grands-ducs d'Amérique a connu un déclin significatif de 1995 à 1996, puis une augmentation importante s'est produite en 1998. Celle-ci a été suivie d'un déclin marqué en 2000 et d'une autre augmentation en 2001. Comme pour la Chouette lapone, ce relevé ne convient pas bien pour repérer les modifications que subit la population de Grands-ducs d'Amérique.

Les fluctuations annuelles des populations des strigidés sont mal comprises, surtout en Ontario, mais on peut supposer qu'elles se produisent en réaction à la présence de proies. On ne sait pas jusqu'à quel point ces fluctuations annuelles sont dues à des changements des taux de mortalité et/ou des taux de reproduction, aux déplacements des strigidés ou à des modifications de leur penchant pour les hululements. Swengel et Swengel (1997) ont également constaté une forte variation annuelle du nombre de Petites Nyctales répondant à des enregistrements au Wisconsin. Des recherches ultérieures ont cependant montré que, quoique le nombre de strigidés décelés par des relevés auditifs nocturnes varie beaucoup chaque année, les observations diurnes ne varient pas. Les années où le nombre de strigidés qui hululaient était faible, les recherches diurnes ont permis de repérer un bien plus grand nombre de strigidés que les relevés auditifs. Il semble donc que la variation annuelle du nombre de Petites Nyctales (et peut-être de Nyctales de Tengmalm) décelées en Ontario soit une fonction du comportement de l'oiseau tout autant que du nombre présent. La fréquence des cris des strigidés est peut-être liée à l'abondance des proies et par conséquent à l'activité reproductrice. Les années où il y a peu de proies, les strigidés ne nichent peut-être pas et sont par conséquent moins territoriaux et moins portés à hululer. Lorsque d'autres données annuelles auront été recueillies, nous pourrons mieux comprendre les cycles démographiques des strigidés.

Références

Badzinski, D.S., C.M. Francis et B. Whittam. 2001. *Ontario Nocturnal Owl Survey - 2000 Final Report*. Rapport inédit préparé par Études d'Oiseaux Canada pour le Programme d'évaluation de la faune du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 19 p.

Badzinski, D.S. 2002. *Ontario Nocturnal Owl Survey - 2001 Final Report* Rapport inédit préparé par Études d'Oiseaux Canada pour le Programme d'évaluation de la faune du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 22 p.

Swengel, A.B. et S.R. Swengel. 1997. *Auditory surveys for Northern Saw-whet Owls* (Aegolius acadius) *in southern Wisconsin 1986-1996*, pages 411-420 dans « Proceedings of the Second International Symposium on the Biology and Conservation of Owls of the northern Hemisphere » (J.R. Duncan, D.H. Johnson et T.H. Nicholls, éditeurs). USDA Forest Service General Technical Report NC-190.

Takats, D.L., C.M. Francis, G.L. Holroyd, J.R. Duncan, K.M. Mazur, R.J. Cannings, W. Harris et D. Holt. 2001. *Guidelines for Nocturnal Owl Monitoring in North America*. Beaverhill Bird Observatory et Études d'Oiseaux Canada, Edmonton (Alberta), 32 p.

Estimations des tendances démographiques chez le Petit-duc nain, à la limite nord de son aire de répartition

Astrid M. van Woudenberg, Cascadia Natural Resource Consultants Inc., Kamloops (Colombie-Britannique) V2C 6K7; astrid@cnrc.com

Le Petit-duc nain (*Otus flammeus*) est un oiseau insectivore peu facile à surveiller de manière constante, ce qui fait qu'il est difficile de dériver avec certitude des estimations ou des tendances démographiques. Les facteurs climatiques, l'activité des insectes, le moment de l'échantillonnage et le comportement reproducteur de cet oiseau influencent tous le moment de la nidification. Extrapoler des renseignements sur les tendances démographiques à partir de données sur le cycle de vie obtenues ailleurs dans l'aire de répartition de cette espèce peut être trompeur. Par exemple, les résultats de recherches effectuées au Colorado (Linkhart, 2001) diffèrent des observations de Petits-ducs nains nicheurs faites en Colombie-Britannique. Effectuer une enquête détaillée sur le terrain, en particulier à la limite septentrionale de l'aire de répartition, est la seule façon de déterminer avec précision la présence de la nidification et le nombre d'individus (van Woudenberg et Christie, 1997).

Pour la surveillance du Petit-duc nain, la méthode traditionnelle d'enregistrement des cris comporte de nombreuses limites. La présence de mâles qui répondent aux enregistrements n'indique pas nécessairement qu'il y a nidification et, s'il n'y a pas de réponse, on ne peut pas conclure que le territoire est vacant, puisque les mâles répondent en général moins lorsqu'ils ont réussi à s'accoupler. L'utilisation d'enregistrements devrait être limitée aux inventaires de la présence et de l'absence d'oiseaux servant à déterminer les limites de l'aire de répartition et les grandes répartitions, et la présence d'une femelle occupant un territoire devrait être nécessaire pour que la nidification soit confirmée.

Le moment où sont effectués les relevés au moyen d'enregistrements a aussi une incidence sur leur capacité d'indiquer précisément la présence sur le territoire. Les strigidés néotropicaux migrateurs qui reviennent à leur habitat de reproduction ont besoin de disponibilités alimentaires adéquates pour commencer à nicher. Si l'activité nocturne des insectes est faible en raison de la température froide ou de précipitations (en particulier, de la neige), la quantité de proies du Petit-duc nain diminue et la nidification est retardée. Il arrive que les strigidés suivent des groupes d'insectes particuliers pour profiter d'une abondante source de nourriture. Ainsi, les populations de Petits-ducs nains à la limite nord de leur aire de répartition peuvent suivre les cycles de la tordeuse occidentale de l'épinette. Les conditions printanières, ainsi que celles de l'hiver qui vient de se terminer, peuvent influencer les cycles des insectes et donc le taux d'occupation du territoire et la chronologie de la nidification.

En outre, il est possible qu'un territoire utilisé au cours d'une saison antérieure reste inoccupé par suite de l'insuccès de la migration, soit du mâle ou de la femelle, d'un couple territorial. Linkhart (2001) a constaté au Colorado que les femelles réussissent moins que les mâles à retourner à un territoire. Les résultats du Colorado semblent indiquer qu'il faut s'attendre à un taux de réussite encore plus faible en Colombie-Britannique, à la limite septentrionale de l'aire de répartition, puisque ces oiseaux entreprennent une migration plus longue.

Si des pullulations localisées d'insectes font augmenter la productivité des strigidés, il peut y avoir un excédent d'oiseaux à la périphérie de l'aire de répartition. Par exemple, une pullulation de tordeuses dans les régions Thompson-Nicola (figure 24) pendant deux saisons de reproduction

Figure 24. Répartition de l'habitat des Petits-ducs nains dans les régions de Cariboo et de Thompson-Nicola en Colombie-Britannique.

consécutives peut entrainer une abondance d'oiseaux dans la région Cariboo-Chilcotin les saisons suivantes. Cette fluctuation des oiseaux à la limite de l'aire de répartition peut concerner, ou non, une population nicheuse. Il est intéressant de constater que les résultats de relevés effectués à l'aide d'enregistrements indiquent qu'il y a moins d'oiseaux chanteurs en juin dans toute la région Thompson-Okanagan que dans la région de Cariboo (van Woudenberg, 1999), mais cela pourrait être causé par un faible taux de réponse suivant le début de la nidification.

Pour estimer des tendances démographiques avec certitude, il faut des données sur les occurrences et le succès de la nidification. Le succès de la nidification, y compris le recrutement des oiseaux qui ont pris leur envol et des adultes, est important pour déterminer quels sont les habitats sources (habitats productifs avec recrutement élevé) et les habitats puits (habitats non productifs, aucun recrutement). Le Petit-duc nain se nourrit uniquement la nuit; si, par conséquent, la nidification est retardée parce qu'il y a peu de proies au début du printemps, elle peut ne pas réussir à la limite septentrionale de l'aire de répartition, où la nuit est infiniment plus courte qu'aux latitudes inférieures. Bien que les pullulations d'insectes puissent entraîner une augmentation localisée à court terme de l'abondance de nids de Petits-ducs nains, elles peuvent aussi attirer la Chouette rayée, un oiseau opportuniste et prédateur qui tempère toute augmentation des populations de Petits-ducs nains (obs. pers.). Les régions où les activités de nidification de Petit-duc nain fluctuent énormément sont soit des puits ou des sources. À l'heure actuelle, il n'y a pas de données pour décrire la productivité des aires de nidification éventuelles.

Même si le Petit-duc nain est l'un des strigiformes les plus petits en Amérique du Nord (environ 55 grammes) (McCallum, 1994), son cycle de vie est semblable à celui des gros strigidés (Linkhart, 2001). Au Colorado, le Petit-duc nain vit en général longtemps (12 ans), a de petites couvées et jamais de couvées doubles, le succès de sa reproduction est relativement élevé et les mâles, tout au moins, sont très fidèles à leur territoire (Linkhart, 2001). Estimer des tendances démographiques pour des espèces qui vivent longtemps et dont la fécondité est faible est en général difficile car les méthodes traditionnelles de recensement estiment la présence ou l'absence ou, au mieux, les densités. Sans cohortes bien décrites ni taux de recrutement, la longévité des adultes peut cacher une diminution des taux de population.

La dynamique des populations à l'intérieur de l'aire de répartition d'une espèce diffère vraisemblablement de la dynamique à la limite de cette aire. À l'extrême nord de son aire, le Petit-duc nain s'adapte probablement en réaction aux changements environnementaux et de l'habitat. Il est nécessaire de surveiller les sites des nids pour déterminer les tendances démographiques locales. Par exemple, aux limites septentrionales de son aire de répartition, la taille des couvées du Petit-duc nain varie peut-être plus qu'au centre; on a observé plus souvent des couvées de quatre petits à Kamloops (D. Christie, comm. pers.) qu'au Colorado (Linkhart, 2001). La fidélité à un site est peut-être différente aussi, puisqu'on n'a jamais observé d'oiseaux bagués deux saisons de suite à Kamloops, même lorsque le même arbre nichoir est occupé deux années consécutives (obs. pers., D. Christie, comm. pers.). Au Colorado, Linkhart a constaté que les mâles bagués sont très fidèles au site de nidification. À Kamloops, en Colombie-Britannique, on a observé qu'un intervalle d'une semaine pouvait s'écouler entre le moment où les premiers et les derniers Petits-ducs nains quittent le nid, ce qui laisse croire que la couvée a éclos par étapes (D. Christie, comm. pers.), tandis qu'au Colorado, les oiseaux prennent leur envol en même temps. Cette différence vient peut-être du fait que les disponibilités alimentaires à la limite nord de l'aire de répartition de cette espèce varient.

La faible fécondité du Petit-duc nain (couvée de deux à quatre petits; McCallum, 1994) et sa dépendance envers les peuplements vieux de forêts des montagnes sèches multiplient sa vulnérabilité inhérente et compromettent la viabilité à long terme de ses populations. À la limite septentrionale de son aire de répartition, les fluctuations considérables des conditions climatiques influencent vraisemblablement les tendances démographiques, soit directement, par leurs répercussions sur les disponibilités alimentaires, ou indirectement, en faisant peut-être augmenter la mortalité par suite des exigences énergétiques qu'elles supposent, ou, plus probablement par une combinaison des deux. Les différences observées entre les populations de l'intérieur et celles de la limite

nord de l'aire de répartition du Petit-duc nain laissent aussi supposer que les populations à la limite nord varient beaucoup plus.

Si les tendances démographiques sont estimées en fonction de la seule existence d'un habitat convenable, on pourrait s'attendre à ce que les populations de Petits-ducs nains connaissent un déclin au cours du prochain siècle, si l'extinction dans les forêts des montagnes sèches se poursuit. L'augmentation des densités de Douglas taxifoliés de petit diamètre, supprimera le recrutement de vétérans et de chicots de large diamètre, arbres essentiels à la nidification. Les plantations à forte densité et le défrichement de la forêt qui se poursuivent pourraient perpétuer les problèmes de santé chroniques dans les écosystèmes forestiers secs. De plus, des éléments nécessaires de l'habitat d'alimentation, comme les arbustes ou les clairières herbeuses, diminuent en nombre et en dimensions à mesure que le déboisement se poursuit. À l'heure actuelle, nous ne disposons pas d'assez de renseignements sur l'habitat ou d'autres paramètres pour répondre à des questions démographiques à long terme essentielles à propos du Petit-duc nain.

Références

Linkhart, B.D. 2001. *Life history characteristics and habitat quality of Flammulated Owls (Otus flammeolus) in Colorado*. Thèse de doctorat, U. of Colorado.

McCallum, D.A. 1994. *Review of technical knowledge: Flammulated Owls*. Pages 14-46 dans « Flammulated, Boreal, and Great gray owls in the United States: a technical conservation assessment. » (G.D. Hayward et J. Verner, éds.). USDA Forest Service Rocky Mtn. Forest and Range Exp. Stn. and Rocky Mtn. Region Gen. Tech. Rpt. RM-253. Fort Collins (Colorado).

van Woudenberg, A.M. 1999. *Status of the Flammulated Owl in British Columbia*. Wildlife Working Rpt. #WR-95. Ministry of Environment, Lands and Parks, Wildlife Branch. Victoria (Colombie-Britannique).

van Woudenberg, A.M., et *D.A. Christie 1997. The Value of Census Results for Interpreting Flammulated Owl Habitat Use in British Columbia*. Pages 466-476 dans « Second International Symposium: Biology and Conservation of Owls of the Northern Hemisphere. » (J.R. Duncan, D.H. Johnson, et T.H. Nicholls, éds.) USDA Forest Service General Technical Report NC-190. St. Paul (Minnesota).

Relevés des tendances démographiques de la Chevêche des terriers en Alberta de 1991 à 2000

Darcey T. Shyry, University of Alberta, Department of Renewable Resources, Edmonton (Alberta) T6G 2M7, hoverhunter@hotmail.com

Adapté de : Shyry, D.T., T.I. Wellicome, J.K. Schmutz, G.L. Erickson, D.L. Scobie, R.F. Russell et R.G. Martin. 2001. *Burrowing owl population-trend surveys in southern Alberta: 1991-2000*. Journal of Raptor Research 35:310-315.

Selon les indications des propriétaires de terres privées (p. ex. Opération Chouette des terriers et Operation Grassland Community), ainsi que de certains projets de recherche distincts, les populations de Chevêches des terriers de l'Ouest (*Athene cunicularia hypugaea*) ont connu un déclin dans toutes les provinces qu'elles ont historiquement occupées (Haug et Didiuk, 1991, Hjertaas, 1997, James et coll., 1997, Kirk et Hyslop, 1998, Shyry et coll., 2001, Skeel et coll., 2001, Wedgwood, 1978, Wellicome et Haug, 1995, Wellicome, 1997). Une surveillance effectuée récemment au Manitoba montre que cette chouette a vraisemblablement disparue de la province (K. De Smet, communication personnelle); bien qu'on considère en général que la population de Colombie-Britannique soit disparue depuis les années 1970 (Howie, 1980, Leupin et Low, 2001, Wedgwood, 1978). En raison des déclins des populations, de la réduction de sa densité et de la contraction de son aire de nidification, la Chevêche des terriers est inscrite par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) à la liste des espèces en voie de disparition depuis 1995 (Wellicome et Haug, 1995). Voici un résumé des relevés normalisés des nids de la Chevêche des terriers en Alberta : six de la région de Hanna, effectués entre 1991 et 2000, et huit de la région de Brooks, entre 1993 et 2001.

Les relevés diurnes ont commencé en 1991 (Schmutz et Wood, 1991) dans un habitat renfermant plus que 75 p. 100 de prairies indigènes mixtes près de Hanna, et près de Brooks en 1993 (figure 25). Ces deux régions se trouvent dans l'aire de nidification historique de la Chevêche des terriers en Alberta. Suivant le protocole de relevé, l'enregistrement du cri d'un mâle

reproducteur territorial sert à localiser les nids actifs dans un échantillon de quarts de section (64,7 ha ou 160 acres). Pour chacune des observations, on a cherché des preuves de la nidification, notamment a) la présence de Chevêches juvéniles; b) un couple de Chevêches (le lien entre les membres du couple ne dure en général pas à moins qu'une couvée ne soit élevée); c) une Chevêche et beaucoup de déchets de nidification (fumier ou excréments), des fientes, des boulettes de régurgitation, des restes de proie ainsi que du sol ameubli sur le monticule du terrier (Schmutz, 1994). Certaines conditions météorologiques modifient le comportement des Chevêches (c.-à-d. elles se ramassent sur elles-mêmes dans un terrier) ce qui fait en sorte que moins d'individus sont repérés. Les relevés n'ont par conséquent pas été effectués lorsque a) les températures étaient supérieures à 30 °C (les relevés commençaient peu après le lever du soleil et ne se poursuivaient en général pas jusqu'au milieu de l'après-midi); b) la vitesse des vents était supérieure à 20 km/h environ; c) il pleuvait. Les nids trouvés à l'extérieur de l'aire prévue du relevé n'ont pas été inclus dans cette analyse.

Entre 1991 et 2000, le nombre de nids observés dans les relevés effectués près de Hanna a considérablement diminué, et la régression linéaire simple de la densité annuelle des nids (figure 26) indique une tendance négative significative suivant de près la ligne de régression (β = 0,94, F = 28,1, $P < 0,01$). Le nombre de nids observés dans les relevés réalisés près de Brooks a augmenté entre 1993 et 1997, mais a connu un déclin après ce sommet. La densité des nids dans le temps ne présente pas de tendance significative dans la région de Brooks (β = 0,28, F = 0,497, P = 0,51), mais la ligne de régression indique une tendance positive (figure 27).

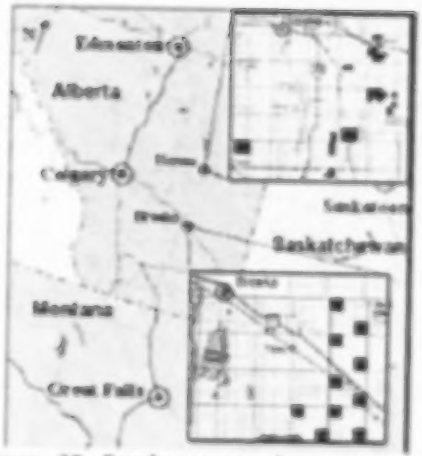


Figure 25. Emplacements des régions de relevé de Hanna et de Brooks en Alberta. Les grands carrés dans les encadrés indiquent des cantons (~100-km²). Les carrés noirs dans les encadrés montrent les régions étudiées pour des Chevêches des terriers.

La densité moyenne des nids à Hanna était plus élevée, mais plus variable (13,7 nids/100 km², erreur-type = 4,77, N = 6) qu'à Brooks (8,8 nids/100 km², erreur-type = 1,21, N = 8), en raison des fortes densités décelées pendant les premières années du relevé. Puisque les tendances démographiques n'étant pas semblables, nous n'avons pas combiné les relevés de Hanna et de Brooks pour produire une tendance démographique provinciale.

La pente négative de la ligne de régression de Hanna correspond aux tendances démographiques estimées sur de grandes superficies, en Saskatchewan (Hjertaas, 1997, Skeel et coll., 2001) et au Manitoba (De Smet, 1997). Le déclin rapide de la population près de Hanna coïncide avec la contraction de l'aire de nidification dans le Nord et, à moins que cette tendance ne soit renversée, la population locale de Chevêches des terriers disparaîtra probablement de la région.

La densité annuelle des nids à Brooks a été plus faible qu'à Hanna de 1991 à 1994, mais les densités n'ont pas beaucoup diminué à Brooks pendant les années où les relevés ont été effectués, et augmentaient au moment où la population avoisinant Hanna connaissait ses plus grands déclins. La pente légèrement positive de la ligne de régression de Brooks est la seule tendance démographique non négative connue au Canada, mais plutôt que de représenter une population à la hausse, elle correspond probablement à une population fluctuante, mais relativement stable. D'autres relevés pourront aider à déterminer si la population de Brooks demeure relativement stable à des densités plus faibles que celles qui ont été observées près de Hanna, ou si la population connaîtra un déclin à mesure que la limite nord de son aire de répartition se contractera vers le sud.

Quoiqu'on ne connaisse pas bien les raisons du déclin des populations, l'intensification de l'utilisation des terres a entraîné une perte et une fragmentation généralisées de l'habitat de nidification. L'habitat limité qui subsiste peut faire augmenter la prédation ou diminuer la productivité du fait que la chasse a moins de

succès. Ces oiseaux sont peut-être aussi plus vulnérables à la mortalité causée par les collisions avec des véhicules et l'utilisation des pesticides. Bien que la voie de migration et les aires de non-reproduction de la population de Chevêches des terriers ne soient pas connues, il existe vraisemblablement dans ces régions des facteurs qui contribuent à l'accroissement de la mortalité (Hjertaas et coll., 1995).

Remerciements

Les fines observations des personnes suivantes : G. Court, L. Dube, G. Erickson, K. Grisley, L. Gudmundson, H. Hargrove, J. Hauser, E. Hoffman, J. Kashorf, R. Lee, C. Marshall, R. Martin, S. Milan, D. Moody, J. Nicholson, R. Russell, J. Schmutz, C. Scobie, D. Scobie, D. Shyry, R. Sissons, J. Smith, J. Taygert, B. Treichel, H. Vriend, T. Wellicome, et D. Wood ont rendu ces relevés possibles. Alberta Sustainable Resource Development (auparavant, Alberta Environment) a fourni les fonds nécessaires à ces relevés. Un grand merci au Eastern Irrigation District (Brooks) et aux propriétaires de terres privées avoisinant Hanna qui ont constamment appuyé ces relevés en donnant accès aux pâturages.

Références

De Smet, K.D. 1997. *Burrowing Owl (Speotyto cunicularia) monitoring and management activities in Manitoba, 1987-1996.* Pages 123-130 dans « Biology and conservation of owls of the northern hemisphere, second international symposium » (J.R. Duncan, D.H. Johnson et T.H. Nicholls, éditeurs). United States Department of Agriculture Forest Service General Technical Report NC-190.

Haug, E.A. et A.B. Didiuk. 1991. *Updated status report on the Burrowing Owl in Canada.* Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada, Ottawa (Ontario), Canada.

Hjertaas, D.G. 1997. *Operation Burrowing Owl in Saskatchewan.* Journal Raptor Research 9:112-116.

Hjertaas, D., S. Brechtel, K. De Smet, O. Dyer, E. Haug, G. Holroyd, P. James et J. Schmutz. 1995. *Plan national de rétablissement de la Chouette des terriers.* Rapport no 13. Rétablissement des espèces canadiennes en péril, Ottawa. 35 p.

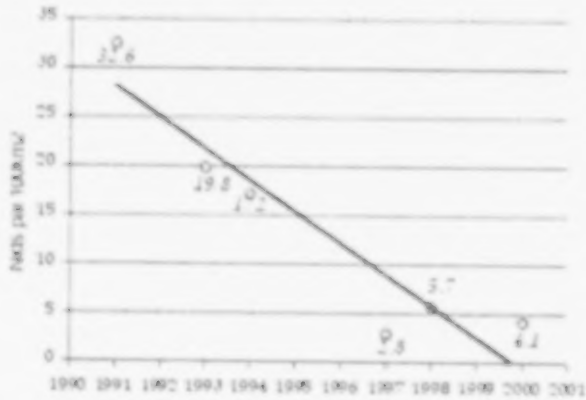


Figure 26. La densité des nids des Chevêches des terriers et la ligne de régression linéaire simple près de Hanna (Alberta) de 1991 à 2000.

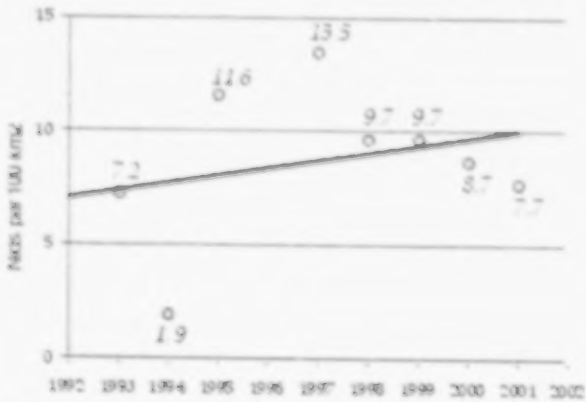


Figure 27. La densité des nids des Chevêches des terriers et la ligne de régression linéaire simple près de Brooks (Alberta) de 1993 à 2001.

Howie, R.R. 1980. *The Burrowing Owl in British Columbia*, pages 85-95 dans « Threatened and endangered species and habitats in British Columbia, the Yukon », (R. Stace-Smith, L. Johns et P. Joslin, éditeurs), Ministry of the Environment de la Colombie-Britannique, Victoria.

James, P.C., T.J. Ethier et M.K. Toutloff. 1997. *Parameters of a declining Burrowing Owl population in Saskatchewan*. Journal Raptor Research 9:34-37.

Kirk, D.A. et C. Hyslop. 1998. *Population status and recent trends in Canadian Raptors: A Review*. Biological Conservation 83(1): 91-118.

Leupin, E.E. et D.J. Low. 2001. *Burrowing Owl reintroduction efforts in the Thompson-Nicola region of British Columbia*. Journal of Raptor Research 35:392-398.

Schmutz, J.K. 1994. *A census of breeding burrowing owls in southern Alberta : 1994*. Rapport inédit préparé pour Alberta Environmental Protection, Edmonton (Alberta).

Schmutz, J.K. et D.W. Wood. 1991. *Determining burrowing owl breeding density in a prairie environment, Final Report*. Rapport inédit préparé pour Alberta Environmental Protection, Edmonton (Alberta).

Shyry, D.T., T.I. Wellicome, J.K. Schmutz, G.L. Erickson, D. Scobie, R.F. Russell et R.G. Martin. 2001. *Burrowing Owl (Athene cunicularia) population-trend surveys in southern Alberta: 1991-2000*. Journal of Raptor Research 35(4):310-315.

Skeel, M.A., J. Keith et C.S. Palaschuk. 2001. *A population decline recorded by Operation Burrowing Owl in Saskatchewan*. Journal of Raptor Research 35(4):371-377.

Wedgewood, J.A. 1978. *The status of the Burrowing Owl in Canada*. Préparé pour le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Service canadien de la faune, Ottawa, Canada.

Wellicome, T.I. 1997. Status of the Burrowing Owl (*Speotyto cunicularia hypugaea*) in Alberta. Alberta Environmental Protection, Wildlife Management Division, Wildlife Status Report No. 11, Edmonton (Alberta), 1997, 21 p.

Wellicome, T.I. et E.A. Haug. 1995. *Second Update on the Status of the Burrowing Owl in Canada*. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada, Ottawa (Ontario).

Dénombrement de la Chevêchette naine dans le Centre-Ouest de l'Alberta

M.D. Piorecky et D.R.C. Prescott, Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Division, Red Deer (Alberta) T4N 6V4, Mark.Piorecky@gov.ab.ca et Dave.Prescott@gov.ab.ca

Il existe trois sous-espèces de Chevêchettes naines au Canada. Deux ne se trouvent qu'en Colombie-Britannique. La troisième, *Glaucidium gnoma californicum*, se trouve dans l'intérieur montagneux de la Colombie-Britannique et dans l'ensemble des régions montagneuses, de piémont et de forêt boréale méridionale de l'Alberta (Godfrey, 1986, Hannah, 1999). Cette sous-espèce de Chevêchette naine ne se trouve pas sur la liste des espèces préoccupantes de la Colombie-Britannique (BC CDC, 2001) et elle n'a pas été désignée par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2001). En Alberta toutefois, la Chevêchette naine est inscrite parmi les espèces vulnérables (« sensitive »), ce qui signifie qu'on ne la croit pas en danger immédiat de disparition ou de disparition du pays, mais qu'il faudra peut-être lui accorder une attention particulière pour l'empêcher de devenir en péril (CCCEP, 2001). Cette désignation résulte en grande partie du peu de renseignements dont nous disposons sur sa répartition, son abondance et ses exigences en matière d'habitat. Ce manque de données quantitatives n'est pas particulier à l'Alberta. En fait, la Chevêchette naine est l'un des strigidés les moins étudiés de toute l'Amérique du Nord (Holt et Petersen, 2000) et elle est de ce fait également inscrite dans plusieurs États des États-Unis (Oregon Department of Fish & Wildlife, 2002).

Il n'existe pas à l'heure actuelle d'estimation de la taille de la population ni des tendances démographiques pour la Chevêchette naine en Alberta. Ce manque de données quantitatives vient peut-être du fait que les sources traditionnelles de données sur la répartition et l'abondance des oiseaux (c.-à-d. le Relevé des oiseaux nicheurs [BBS], le Recensement des oiseaux de Noël) sont conçues de telle sorte qu'elles révèlent les tendances des espèces les plus communes. Pour cette raison, elles saisissent trop peu d'individus des espèces dont la population est éparpillée, comme la Chevêchette naine, pour fournir des estimations précises des tendances (Sauer et coll., 1996, Sauer et coll., 2001). Même en Colombie-Britannique, où les observateurs du BBS et du Recensement des oiseaux de Noël rencontrent plus de strigidés, la taille des échantillons reste petite. Toutefois, bien que ces données révèlent des petites tendances positives semblables (1,3, 1,6 p. 100 par année), les résultats de cette analyse ne sont pas significatifs ($P = 0,73$, $P > 0,10$) et il faut faire preuve de discernement en les interprétant (Sauer et coll., 1996, Sauer et coll., 2001). Une autre raison pour le manque de données sur l'abondance et la répartition de la Chevêchette naine est peut-être que, contrairement à la majorité des strigidés, la Chevêchette naine est de nature diurne (c.-à-d. le plus active pendant qu'il fait clair. Il faut par conséquent effectuer, pendant le jour, des relevés visant à déterminer spécifiquement la présence de Chevêchettes naines et leur

nombre. Les relevés ne portant que sur une seule espèce sont des instruments de cueillette des données relativement coûteux et inefficaces si on les compare aux relevés des strigidés nocturnes portant sur des espèces multiples.

Compte tenu du manque de renseignements sur l'abondance et la répartition de cette espèce, il n'est pas surprenant d'apprendre que peu de choses sont connues sur ses exigences en matière d'habitat. Les chercheurs pensent que la Chevêchette naine a un comportement généraliste en matière d'habitat et d'alimentation (Giese, 1999); cependant, cet oiseau doit aussi obligatoirement nicher dans une cavité naturelle ou de celles que produisent d'autres espèces, pour faire son nid (Holt et Petersen, 2000). Les oiseaux qui nichent dans des cavités présentent un intérêt prioritaire pour le secteur forestier, étant donné que les cavités se forment en général dans les vieux arbres. La plupart des programmes d'exploitation forestière cherchent à procéder à l'abattage avant que cela ne se produise, au moment où la qualité de la fibre est la plus grande. Sans une compréhension solide des exigences de cette espèce en matière d'habitat à l'échelle du paysage, cette pratique peut conduire à la perte des catégories de structure et d'âge des forêts dont ont besoin les oiseaux qui nichent obligatoirement dans des cavités.

Un inventaire visant à recueillir des renseignements essentiels sur la taille de la population de Chevêchettes naines, sa répartition et son utilisation de l'habitat a été effectué dans le Centre-Ouest de l'Alberta. Cette initiative constitue le premier effort concerté d'étude des Chevêchettes dans une grande partie de leur aire de répartition en Alberta. Les relevés ont été effectués pendant huit semaines, à partir du début de mars, c'est-à-dire du début de l'activité reproductrice, et se sont terminés au début de mai 2001. Des cris de Chevêchettes naines ont été diffusés à des intervalles de 1,6 km le long de routes accessibles partout sur les pentes de l'est. Les relevés ont commencé par une période d'écoute silencieuse de deux minutes pour permettre la détection des hululements spontanés. Ensuite il y a eu 90 secondes environ de cris de Chevêchettes naines, qui en général consistent en cinq hululements brefs et monotones espacés de une à deux secondes (Johnsgard, 1988), puis les relevés se terminaient par une période supplémentaire d'écoute de quatre minutes.

Pendant les huit semaines du relevé, 1 701 emplacements ont été visités. Au total, 44 Chevêchettes naines ont répondu à des enregistrements en 43 endroits. Cinq seulement de ces 43 sites ont été visités deux fois, et deux seuls des strigidés ont répondu aux deux visites. Deux autres sites ont été visités à trois reprises. À l'un, une Chevêchette a répondu à chaque visite, tandis qu'à l'autre un strigidé a répondu deux des trois fois. La superficie où s'est déroulé le relevé a été deux fois plus grande que ce qui avait d'abord été prévu, allant de Hinton jusqu'à tout juste au Sud de Sundre et vers l'est jusqu'à Rocky Mountain House et Edson, et a couvert toutes les routes accessibles, c'est-à-dire, au total, plus de 2 720 km de route, dans un territoire de 40 000 km² de superficie à peu près. Quarante-quatre oiseaux ayant répondu, il est possible d'estimer la densité linéaire à 0,016 oiseau/km.

Qu'est-ce que cela signifie pour la Chevêchette naine en Alberta? Ce relevé est la première étape pour en arriver à déterminer la répartition et l'abondance relative de la Chevêchette naine dans le Centre-Ouest de l'Alberta. Nos relevés montrent que cette espèce est, de fait, éparpillée dans toute cette région. La densité linéaire observée de 0,016 oiseau/km est de près de 40 fois inférieure à celle qui est observée en Arizona et en Californie (0,625 *couple*/km; Holt et Peterson, 2000). Il faut de toute évidence que d'autres recherches sur sa biologie de base et, en particulier, sur la taille de sa population, ses tendances démographiques, sa répartition, ses préférences en matière d'habitat et sa réaction aux pratiques d'exploitation forestière, soient effectuées pour gérer cette espèce. Nous espérons que d'autres analyses de nos données de relevé par rapport à diverses caractéristiques physiques et spatiales de l'habitat fourniront des modèles d'utilisation de l'habitat qui permettront de prévoir la répartition de la Chevêchette naine, ce qui devrait nous aider à cibler les mesures et les initiatives que nous entreprendrons dans l'avenir pour estimer les populations et les tendances démographiques de la Chevêchette naine.

© Elaine M. Dickson

Références

B.C. Conservation Data Centre (BC CDC). 2001. *2001 Provincial Vertebrate Animal Tracking List*. Adresse URL : http://srmwww.gov.bc.ca/cdc/vertebrates.htm (anglais seulement).

Comité sur la Situation des Espèces en Péril au Canada (COSEPAC). 2001. *Espèces canadiennes en péril, novembre 2001*. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 32 p. http://www.cosewic.gc.ca

Conseil canadien pour la Conservation des Espèces en Péril (CCCEP). 2001. *Les espèces sauvages 2000, Situation générale des espèces au Canada*. http://www.wildspecies.ca/fr/copy_f.html

Giese, A.R. 1999. *Habitat Selection by Northern Pygmy-Owls on the Olympic Peninsula, WA*. 34 p. Thèse de maîtrise, Oregon State University, Corvallis.

Godfrey, W.E. 1986. *The Birds of Canada, éd. rév.* Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, Ottawa (Ontario).

Hannah, K.C. 1999. *Status of the Northern Pygmy Owl (Glaucidium gnoma californicum) in Alberta*. Alberta Environmental Protection, Fisheries and Wildlife Management Division et Alberta Conservation Association, Wildlife Status Report No. 20, Edmonton (Alberta).

Holt, D. et J. Petersen. 2000. *Northern Pygmy-Owl, No. 494*, dans « The Birds of North America » (A. Poole et F. Gill, éditeurs). The Academy of Natural Sciences, Philadelphie, and the American Ornithologists' Union, Washington, D.C., 23 p.

Johnsgard, P.A. 1988. *North American owls: biology and natural history*. Smithsonian Institution, Washington, DC, 295 p.

Oregon Department of Fish and Wildlife. 1997. *Oregon's Sensitive Species-An Explanation*. Adresse URL : http://www.dfw.state.or.us/ODFWhtml/InfoCntrWild/InfoCntrWild.html (anglais seulement)

Sauer, J.R., J.E. Hines et J. Fallon. 2001. *The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966 - 2000, version 2001.2*. USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland. Http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs.html (anglais seulement)

Sauer, J.R., S. Schwartz et B. Hoover. 1996. *The Christmas Bird Count Home Page, version 95.1*. Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, MD. Adresse URL : http://www.mbr.nbs.gov/bbs/cbc.html (anglais seulement)

Résumé du relevé du Faucon pèlerin effectué au Canada en 2000

P. Rowell[1], G.L. Holroyd[2] et U. Banasch[2]

[1] 4 Morgan Crescent, St. Albert (Alberta) T8N 2E2, prowell@telusplanet.net; [2] Région des Prairies et du Nord du SCF, Edmonton (Alberta) T6B 2X3, Geoffrey.Holroyd@ec.gc.ca; Ursula.Banasch@ec.gc.ca

Il y a trois sous-espèces de Faucons pèlerins (*Falco peregrinus*) au Canada (White, 1968). La sous-espèce continentale *anatum* se reproduit au sud de la limite des arbres, de l'océan Atlantique à l'océan Pacifique; la sous-espèce *tundrius* niche le long des fleuves et des rivières, des lacs, des côtes et des escarpements intérieurs de l'Arctique, et la sous-espèce occidentale *pealei* occupe les îles côtières et les régions continentales adjacentes de la Colombie-Britannique.

Le déclin bien connu des populations de Faucons pèlerins a commencé à la fin des années 1940 (Kiff,1988); un lien direct a été établi entre ce phénomène et la contamination par des pesticides tels que le DDT, le HCB, la dieldrine et l'époxyde d'heptachlore (Ratcliffe, 1969). En 1978, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné le Faucon pèlerin, *anatum* parmi les espèces en voie de disparition, le Faucon pèlerin, *tundrius* parmi les espèces menacées et le Faucon pèlerin, *pealei* parmi les espèces rares (Martin, 1979). Une équipe de rétablissement de la sous-espèce *anatum* a été formée, et elle a mis en oeuvre un plan de rétablissement avant 1987 (Erickson et coll., 1988).

Au Canada, les chercheurs ont commencé à recenser les Faucons pèlerins avant 1960 (Beebe, 1960, Enderson, 1965 et Fyfe, 1969). À partir de 1970, des relevés nationaux visant à déterminer l'occupation des sites de nidification et la productivité ont été effectués tous les cinq ans. La conférence sur le Faucon pèlerin de Madison, qui a eu lieu en 1965, et les relevés nord-américains de 1970 et de 1975 ont fourni des données sur la chute continue des populations (Hickey, 1969, Cade et Fyfe, 1970, Fyfe et coll., 1976). En 1980, il restait de petites populations dans le Nord du Québec, les Territoires du Nord-Ouest et au Yukon; cependant, un seul site était occupé dans le Sud du Canada (au sud du 58e degré de latitude nord et à l'est des Rocheuses) (White et coll., 1990). En 1985-1986, les populations de la côte Ouest et du Nord avaient augmenté ou étaient stables, tandis que de petites populations urbaines avaient été établies dans le Sud par l'introduction de jeunes élevés en captivité (Murphy, 1990). Le relevé de 1990 a de nouveau montré que les populations étaient stables ou à la hausse dans le Nord et l'Ouest et que de petits gains étaient réalisés dans le Sud (Holroyd et Banasch, 1996). En 1992, le COSEPAC a modifié la désignation du Faucon pèlerin, *tundrius*, lequel a été inscrit parmi les espèces vulnérables (Bromley, 1992). En 1995, les objectifs initiaux établis pour six zones de gestion reparties dans tout le Canada étaient atteints, le nombre de Faucons pèlerins, *anatum* recensés étant stable ou à la hausse (Erickson et coll., 1988, Banasch et Holroyd, sous presse). En 1999, la sous-espèce *pealei* est restée parmi les espèces

préoccupantes (COSEPAC, 2000) et la sous-espèce *anatum*, auparavant en voie de disparition, est devenue menacée (Johnstone, 1999). En 2000, on a recensé le Faucon pèlerin pour la septième fois à l'échelle du pays afin de continuer à recueillir des données sur les tendances démographiques et en matière de productivité pour cette espèce en voie de rétablissement. Les résultats de ce relevé sont résumés ici.

Pour le relevé de 2000, les biologistes ont, pendant la saison de reproduction, cherché des sites dans 22 régions situées dans neuf provinces et trois territoires. Ils ont trouvé 523 sites occupés par 464 (89 p. 100) couples territoriaux et 59 (11 p. 100) individus territoriaux, soit, au total, 987 Faucons pèlerins adultes.

Faucon pèlerin, *anatum*

Dans l'aire de répartition du Faucon pèlerin, *anatum*, 374 sites étaient occupés, dont 93 p. 100 par des couples, ce qui représente une augmentation d'environ 15 p. 100 depuis 1995 (tableau 10). Ce chiffre est légèrement inférieur à l'augmentation de 36 p. 100 observée entre 1990 et 1995 (Banasch et Holroyd, sous presse). Un déclin du taux d'accroissement est cependant à prévoir dans une population en rétablissement qui approche de la capacité limite (figure 28). Le nombre de Faucons pèlerins dans la vallée du fleuve Mackenzie, les bassins hydrographiques du Yukon et le Nord de l'Alberta était semblable à ce qui avait été enregistré en 1995, ce qui signifie que ces régions sont peut-être saturées. Bien que la majorité des territoires de la sous-espèce *anatum* (57 p. 100) se trouvaient encore dans la région boréale du Nord-Ouest (Yukon, Territoires du Nord-Ouest et Nord de l'Alberta), cette proportion a connu un déclin depuis le relevé de 1995 (68 p. 100) en raison des forts accroissements du nombre de territoires occupés dans les populations au sud du 58e degré le latitude nord. La population connue dans le Sud de l'Ontario a plus que triplé (de 15 à 53 individus) entre 1995 et 2000. Bien qu'une partie de cette augmentation soit en raison de l'intensification des recherches, au moins une partie de la croissance est attribuable à la productivité naturelle. Les populations de la baie de Fundy, du Sud du Québec et du Sud de l'Alberta connaissent également une croissance positive. La seule population de la sous-espèce *anatum* dont le nombre de territoires occupés a connu un déclin en 2000 est celle du Labrador (voir Brazil, p. 59).

Malgré certaines variations régionales, le taux global de productivité du Faucon pèlerin, *anatum* est resté semblable en 2000 à ce qu'il était en 1995 (tableau 11). Le nombre moyen de petits par couple productif a augmenté légèrement, passant de 2,4 en 1995 à 2,5 en 2000; la production étant particulièrement bonne dans les populations des prairies et du fleuve Yukon. Le nombre moyen de jeunes par couple territorial était légèrement inférieur en 2000 (1,5 par rapport à 1,6 en 1995). Il y avait cependant un éventail de sommets et de creux, surtout en Alberta où la population du Sud comptait en moyenne 2,5 petits par couple territorial, alors que dans le Nord, il y en avait 0,7 par couple territorial.

Bien que le COSEPAC ait inscrit le Faucon pèlerin, *anatum* dans une catégorie de moindre risque en 1999 parce qu'il n'y avait plus danger d'extinction (Johnstone, 1999), la sous-espèce a été conservée dans la catégorie « menacée » en raison de la lenteur de la croissance et de l'incertitude de la situation des populations dans le Sud. Le relevé de 2000 a permis de vérifier que la plupart des populations de Faucons pèlerins, *anatum* sont soit stables ou à la hausse partout au Canada, mais il reste à voir si les populations du Sud sont entièrement autosuffisantes. Dans le Sud de l'Alberta et de l'Ontario, la moitié et le tiers, respectivement, de tous les adultes observés portent une bague rouge (élevés en captivité et mis en liberté avant 1997, année où les programmes de mise en liberté se sont effectivement terminés). Les ratios

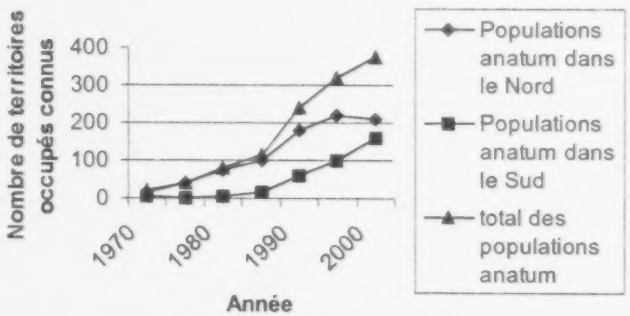


Figure 28. Augmentation du nombre de territoires connus occupés par le Faucon pèlerin, *anatum*, de 1970 à 2000.

Tableau 10. Nombre total de sites occupés par les Faucons pèlerins dans des régions ciblées du Canada entre 1965 et 2000. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de couples territoriaux présents.

Zone	1965-66	1970	1975	1980	1985-86	1990	1995	2000
anatum								
Labrador, Terre-Neuve	0	2 (2)	0	AD	2 (2)	21 (21)	31 (31)	22 (15)
Baie de Fundy (N.-É., N.-B.)	AD(2)	0	0	0	1 (1)	7 (5)	6 (6)	11 (11)
Sud du Québec	AD(2)	0	AD	1 (1)	1 (1)	15 (12)	15 (13)	28 (25)
Sud de l'Ontario	0	0	0	0	1 (0)	3 (2)	15 (14)	53 (42)
Sud du Manitoba	AD	AD	AD	0	1 (1)	2 (1)	4 (4)	3 (2)
Sud de la Saskatchewan	AD	0	AD	0	2 (1)	2 (1)	2 (2)	4 (3)
Alberta, au sud du 58°N	9(8)	1 (1)	0	0	2 (2)	3 (3)	13 (12)	23 (23)
Intérieur du Sud de la C-B		AD	AD	AD	AD	AD	2 (2)	1 (1)
Partie continentale inférieure, C-B		AD	AD	AD	AD	AD	8 (8)	6 (5)
Îles Gulf et Sud-Est de l'île de Van.	AD	AD	AD	5 (4)[1]	4 (2)	6 (3)[2]	9 7)	11 (9)
Alberta, au nord du 58°N	AD(4)	2 (1)	3 (3)	9 (9)	6 (5)	9 (9)	23 (23)	29 (29)
Rivière Porcupine, Yukon	AD	AD	8 (8)	16 (13)	14 (11)	36 (AD)	29 (29)	35 (35)
Rivière Peel, Yukon	AD	AD	AD	18 (12)	12 (10)	14 (AD)	37 (37)	22 (22)[3]
Rivière Yukon, Yukon	AD	6 (5)	6 (5)	12 (10)	22 (18)	33 (AD)	46 (46)	46 (46)
Lacs du Sud, Yukon							1 (1)	AD
Vallée du Mackenzie, TN-O	14(AD)	9 (6)	24 (21)	20 (15)	45 (AD)	88 (77)	83 (83)	80 (80)
Total *anatum* dénombrés	**22(14)**	**20 (15)**	**41 (37)**	**81 (64)**	**113 (54)**	**239 (134)**	**324 (319)**	**374 (348)**
tundrius								
Baie d'Ungava, Québec	AD	12 (9)	11 (9)	10 (10)	23 (23)	34 (34)	AD	AD
Versan Nord, Yukon	AD	AD	5 (5)	2 (0)	0	1 (0)	5 (5)	9 (7)
Rankin Inlet, Nunavut	AD	AD	AD	8 (8)[4]	26 (AD)	26 (26)	27 (27)	25 (22)
Parc national Tuktut Nogait, TN-O						19 (19)[5]		19 (18)
Total *tundrius* dénombrés		**12 (9)**	**16 (14)**	**20 (18)**	**49 (23)**	**80 (79)**	**32 (32)**	**53 (47)**
pealei								
Île Langara, C-B	9(6)	6(5)	6 (6)	6 (6)	6 (5)	7 (7)	7 (5)	9 (7)
Îles-de-la-Reine-Charlotte	76(55)	56 (46)	60 (51)	73 (58)	50 (AD)	64 (53)	62 (45)	60 (44)
Nord de Vancouver et île Scott	AD	AD	AD	AD	6 (5)	10 (5)	10 (8)	20 (12)
Île Triangle, C-B		AD	AD	AD	AD	AD	8 (8)	7 (6)
Total *pealei* dénombrés	**85(61)**	**62 (51)**	**66 (57)**	**79 (64)**	**62 (10)**	**81 (65)**	**87 (54)**	**96 (69)**

[1]Les sites des îles Gulf seulement.

[2]Les données ont été recueillies en 1991.

[3]Une plus petite partie de Peel a été étudiée en 2000 comparativement à 1995.

[4]Seul un relevé partiel a été mené à Rankin Inlet en 1980 comparativement à la région étudiée au cours des années subséquentes.

[5]Les données de Tuktut Nogait sont fondées sur des relevés effectués en 1988 et en 1990.

AD = Aucune donnée

connaîtront un déclin au cours des cinq prochaines années, puisque la mortalité naturelle viendra chercher cette cohorte supplémentaire et que la production naturelle la remplacera par des Faucons produits dans la nature.

Faucon pèlerin, *tundrius*

Le nombre de territoires occupés et le nombre de couples territoriaux étaient semblables en 2000 à ce qu'ils étaient antérieurement pour les populations stables de Faucons pèlerins, *tundrius* à Rankin Inlet et au parc national Tuktut Nogait (tableau 1). Bien qu'une plus grande superficie ait fait l'objet du relevé sur la pente nord du Yukon, on croit que cette population de la sous-espèce *tundrius*, quoiqu'encore relativement petite, est à la hausse. La productivité de ces faucons s'établissait à 2,3 petits par couple productif et à 1,6 par couple territorial, soit des chiffres semblables à ceux de 1995 (2,2 et 1,3) (tableau 11).

Faucon pèlerin, *pealei*

Sur la côte ouest, la population de Faucons pèlerins, *pealei* des îles de la Reine-Charlotte, y compris l'île Langara, est probablement stable depuis que les relevés ont commencé. Le Nord de l'île de Vancouver et la région avoisinante ont été étudiés avec plus d'intensité en 2000, mais, étant donné que les chiffres ont beaucoup augmenté, il s'y produit probablement une certaine croissance de la population. Il y a peu de données sur la productivité de cette sous-espèce. Les résultats de l'île Langara en 2000 sont inférieurs à la moyenne, puisque 1,8 petit par couple productif et 1,3 petit par couple territorial ont été produits, alors que ces chiffres sont de 2,0 et 1,7 dans le relevé de 1995.

Tableau 10. Nombre total de sites occupés par les Faucons pèlerins dans des régions ciblées du Canada entre 1965 et 2000. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de couples territoriaux présents.

Zone	1965-66	1970	1975	1980	1985-86	1990	1995	2000
anatum								
Labrador, Terre-Neuve	**0**	**2 (2)**	**0**	**AD**	**2 (2)**	**21 (21)**	**31 (31)**	**22 (15)**
Baie de Fundy (N.-É., N.-B.)	AD(2)	0	0	0	1 (1)	7 (5)	6 (6)	11 (11)
Sud du Québec	**AD(2)**	**0**	**AD**	**1 (1)**	**1 (1)**	**15 (12)**	**15 (13)**	**28 (25)**
Sud de l'Ontario	0	0	0	0	1 (0)	3 (2)	15 (14)	53 (42)
Sud du Manitoba	**AD**	**AD**	**AD**	**0**	**1 (1)**	**2 (1)**	**4 (4)**	**3 (2)**
Sud de la Saskatchewan	AD	0	AD	0	2 (1)	2 (1)	2 (2)	4 (3)
Alberta, au sud du 58°N	**8(6)**	**1 (1)**	**0**	**0**	**2 (2)**	**3 (3)**	**13 (12)**	**23 (23)**
Intérieur du Sud de la C-B		AD	AD	AD	AD	AD	2 (2)	1 (1)
Partie continentale intérieure, C-B		**AD**	**AD**	**AD**	**AD**	**AD**	**8 (8)**	**6 (5)**
Îles Gulf et Sud-Est de l'île de Van	AD	AD	AD	5 (4)[a]	4 (2)	6 (3)[a]	9 (7)	11 (9)
Alberta, au nord du 58°N	**AD(4)**	**2 (1)**	**3 (3)**	**9 (9)**	**6 (5)**	**9 (9)**	**23 (23)**	**29 (29)**
Rivière Porcupine, Yukon	AD	AD	8 (8)	16 (13)	14 (11)	36 (AD)	29 (29)	35 (35)
Rivière Peel, Yukon	**AD**	**AD**	**AD**	**18 (12)**	**12 (10)**	**14 (AD)**	**37 (37)**	**22 (22)[b]**
Rivière Yukon, Yukon	AD	6 (5)	6 (5)	12 (10)	22 (18)	33 (AD)	46 (46)	46 (46)
Lacs du Sud, Yukon							**1 (1)**	**AD**
Vallée du Mackenzie, TN-O	14(AD)	9 (6)	24 (21)	20 (15)	45 (AD)	88 (77)	83 (83)	80 (80)
Total *anatum* dénombrés	**22(14)**	**20 (15)**	**41 (37)**	**81 (64)**	**113 (54)**	**239 (134)**	**324 (319)**	**374 (348)**
tundrius								
Baie d'Ungava, Québec	**AD**	**12 (9)**	**11 (9)**	**10 (10)**	**23 (23)**	**34 (34)**	**AD**	**AD**
Versan Nord, Yukon	AD	AD	5 (5)	2 (0)	0	1 (0)	5 (5)	9 (7)
Rankin Inlet, Nunavut	**AD**	**AD**	**AD**	**8 (8)[c]**	**26 (AD)**	**26 (26)**	**27 (27)**	**25 (22)**
Parc national Tuktut Nogait, TN-O						19 (19)[d]		19 (18)
Total *tundrius* dénombrés		**12 (9)**	**16 (14)**	**20 (18)**	**49 (23)**	**80 (79)**	**32 (32)**	**53 (47)**
pealei								
Île Langara, C-B	**9(6)**	**6(5)**	**6 (6)**	**6 (6)**	**6 (5)**	**7 (7)**	**7 (5)**	**9 (7)**
Îles-de-la-Reine-Charlotte	76(55)	56 (46)	60 (51)	73 (58)	50 (AD)	64 (53)	62 (45)	60 (44)
Nord de Vancouver et île Scott	**AD**	**AD**	**AD**	**AD**	**6 (5)**	**10 (5)**	**10 (6)**	**20 (12)**
Île Triangle, C-B		AD	AD	AD	AD	AD	8 (8)	7 (6)
Total *pealei* dénombrés	**85(61)**	**62 (51)**	**66 (57)**	**79 (64)**	**62 (10)**	**81 (65)**	**87 (64)**	**96 (69)**

[a] Les sites des îles Gulf seulement.

[b] Les données ont été recueillies en 1991.

[c] Une plus petite partie de Peel a été étudiée en 2000 comparativement à 1990.

[d] Seul un relevé partiel a été mené à Rankin Inlet en 1980 comparativement à la région étudiée au cours des années subséquentes.

[e] Les données de Tuktut Nogait sont fondées sur des relevés effectués en 1988 et en 1990.

AD = Aucune donnée

connaîtront un déclin au cours des cinq prochaines années, puisque la mortalité naturelle viendra chercher cette cohorte supplémentaire et que la production naturelle la remplacera par des Faucons produits dans la nature.

Faucon pèlerin, *tundrius*

Le nombre de territoires occupés et le nombre de couples territoriaux étaient semblables en 2000 à ce qu'ils étaient antérieurement pour les populations stables de Faucons pèlerins, *tundrius* à Rankin Inlet et au parc national Tuktut Nogait (tableau 1). Bien qu'une plus grande superficie ait fait l'objet du relevé sur la pente nord du Yukon, on croit que cette population de la sous-espèce *tundrius*, quoiqu'encore relativement petite, est à la hausse. La productivité de ces faucons s'établissait à 2,3 petits par couple productif et à 1,6 par couple territorial, soit des chiffres semblables à ceux de 1995 (2,2 et 1,3) (tableau 11).

Faucon pèlerin, *pealei*

Sur la côte ouest, la population de Faucons pèlerins, *pealei* des îles de la Reine-Charlotte, y compris l'île Langara, est probablement stable depuis que les relevés ont commencé. Le Nord de l'île de Vancouver et la région avoisinante ont été étudiés avec plus d'intensité en 2000, mais, étant donné que les chiffres ont beaucoup augmenté, il s'y produit probablement une certaine croissance de la population. Il y a peu de données sur la productivité de cette sous-espèce. Les résultats de l'île Langara en 2000 sont inférieurs à la moyenne, puisque 1,8 petit par couple productif et 1,3 petit par couple territorial ont été produits, alors que ces chiffres sont de 2,0 et 1,7 dans le relevé de 1995.

Tableau 11. Productivité des Faucons pèlerins trouvés dans des régions choisies du Canada et étudiées tous les cinq ans de 1970 à 2000. Les données de la productivité indiquent le nombre moyen d'oiseaux qui ont pris leur envol par couple productif, et en parenthèses, le nombre de jeunes qui ont pris leur envol par couple territorial.

Zone	1970	1975	1980	1985-86	1990	1995	2000
anatum							
Labrador	2.0 (2.0)	0	AD	3.0 (1.5)	3.3 (2.6)	2.2 (1.0)	2.4 (1.6)
Baie de Fundy (N.-É., N.-B.)	0	0	0	0	2.0 (1.2)	2.4 (2.0)	2.0 (1.8)
Sud du Québec	0	AD	2.0 (2.0)	0	1.9 (1.4)	2.6 (2.0)	2.3 (1.6)
Sud de l'Ontario	0	0	0	0	2.0 (1.3)	1.5 (1.1)	2.6 (1.6)
Sud du Manitoba	AD	AD	0	0	2.0 (1.0)	3.0 (1.5)	4.0 (2.0)
Sud de la Saskatchewan	0	AD	0	0	1.0 (0.5)	1.5 (1.5)	2.5 (1.7)
Alberta, au sud du 58°N	3.0 (1.5)	0	0	2.0 (2.0)	1.5 (1.0)	3.0 (0.8)	3.0 (2.5)
Intérieur du Sud de la C.-B.						AD	AD
Partie continentale inférieure, C.-B.						AD	AD
Îles Gulf et Sud-Est de l'île de Vancouver							AD
Alberta, au nord du 58°N	0	0	3.2 (2.1)	0	2.6 (1.4)	2.8 (2.2)	2.6 (0.7)
Rivière Porcupine, Yukon	AD	AD	1.7 (1.2)	2.6 (2.0)	2.8 (1.7)	2.3 (1.3)	2.1 (1.3)
Rivière Peel, Yukon	AD	AD	0	2.3 (1.9)	3.2 (2.4)	2.1 (0.9)	1.2 (0.6)
Rivière Yukon, Yukon	2.0 (2.0)	1.0 (0.4)	2.2 (1.3)	2.8 (2.2)	2.4 (1.7)	2.7 (1.6)	3.1(1.5)
Lacs du Sud, Yukon						3.0 (3.0)	AD
Vallée du Mackenzie, T.N.-O.	2.3 (1.4)	1.3 (0.9)	2.0 (1.5)	2.1 (1.7)	2.6 (2.1)	2.6 (1.8)	2.2 (1.0)
Moyenne	2.3 (1.7)	1.2 (0.7)	2.2 (1.6)	2.5 (1.9)	2.3 (1.5)	2.4 (1.6)	2.5 (1.5)
tundrius							
Baie d'Ungava, Québec	1.7 (1.3)	1.8 (1.8)	2.7 (2.7)	3.2 (2.7)	3.1 (2.9)	AD	AD
Versan Nord, Yukon	AD	AD	0	0	0	2.3 (1.8)	2.1 (2.1)
Rankin Inlet, Nunavut	AD	AD	3.3 (2.9)	1.8 (0.6)	2.5 (0.8)	2.1 (0.7)	2.3 (1.7)
Parc national Tuktut Nogait, T.N.-O.							2.6 (1.0)
Moyenne	1.7 (1.3)	1.8 (1.8)	3.0 (2.8)	2.5 (1.7)	2.8 (1.9)	2.2 (1.3)	2.3 (1.6)
pealei							
Île de Langara, C.-B.	2.2 (2.2)	2.4 (2.0)	2.2 (2.2)	2.0 (1.6)	2.8 (2.0)	2.0 (1.7)	1.8 (1.3)
Îles-de-la-Reine-Charlotte, C.-B.	2.5 (AD)	3.2 (AD)	2.5 (2.1)	AD	AD	AD	AD
Nord de l'île de Vancouver et les îles alentours	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
Île Triangle, C.-B.						AD	AD
Moyenne	2.4 (2.2)	2.8 (2.0)	2.4 (2.2)	2.0 (1.6)	2.8 (2.0)	2.0 (1.7)	1.8 (1.3)

AD = aucune donnée

Dans l'ensemble, la population connue de Faucons pèlerins au Canada semble en santé et en croissance. Bien que cette espèce soit probablement près de la capacité limite de l'habitat dans le Nord, il est évident qu'elle reste vulnérable aux événements climatiques annuels, aux feux de forêts et à d'autres conditions naturelles qui ont une influence sur les sites et les conditions de la nidification. Dans le Sud du Canada, les populations se remettent des creux des années 1970 et se répandent dans l'habitat urbain et rural disponible. Il faut continuer à surveiller les populations de Faucons pèlerins pour que le rétablissement de cette espèce se poursuive.

Remerciements

Nous sommes reconnaissants aux nombreux membres du personnel et aux bénévoles ayant participé au relevé de 2000 d'un océan à l'autre. Les membres de l'équipe de rétablissement et les compilateurs régionaux, dont D. Amirault (SCF – Région de l'Atlantique), M. Elderkin (Department of Natural Resources de la Nouvelle-Écosse), J. Brazil (Inland Fish and Wildlife Division de Terre-Neuve-et-Labrador), M. Lepage (Société de la faune et des parcs du Québec), T. Armstrong et B. Ratcliff (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario), T. Maconachie (projet de rétablissement du Faucon pèlerin du Manitoba), P. Thompson (Clavet, Saskatchewan), R. Corrigan (Alberta Conservation Association), M. Bradley (parc national Wood Buffalo), G. Holroyd (SCF – Région des Prairies et du Nord), D. Mossop (Collège du Yukon), S. Matthews et S. Carrière (Department of Resources, Wildlife and Economic Development des Territoires du Nord-Ouest), M. Chutter (Wildlife Branch de la Colombie-Britannique), D. Abernethy et J. Hunter (ministère du Développement durable du Nunavut), G. Court (Alberta Environment) et J. Obst (parc national Tuktut Nogait), qui ont soumis et examiné des résumés régionaux.

Tableau 11. Productivité des Faucons pèlerins trouvés dans des régions choisies du Canada et étudiées tous les cinq ans de 1970 à 2000. Les données de la productivité indiquent le nombre moyen d'oiseaux qui ont pris leur envol par couple productif, et en parenthèses, le nombre de jeunes qui ont pris leur envol par couple territorial.

Zone	1970	1975	1980	1985-86	1990	1995	2000
anatum							
Labrador	2.0 (2.0)	0	AD	3.0 (1.5)	3.3 (2.6)	2.2 (1.0)	2.4 (1.6)
Baie de Fundy (N.-É., N.-B.)	0	0	0	0	2.0 (1.2)	2.4 (2.0)	2.0 (1.8)
Sud du Québec	0	AD	2.0 (2.0)	0	1.9 (1.4)	2.5 (2.0)	2.3 (1.6)
Sud de l'Ontario	0	0	0	0	2.0 (1.3)	1.5 (1.1)	2.6 (1.6)
Sud du Manitoba	AD	AD	0	0	2.0 (1.0)	3.0 (1.5)	4.0 (2.0)
Sud de la Saskatchewan	0	AD	0	0	1.0 (0.5)	1.5 (1.5)	2.5 (1.7)
Alberta, au sud du 58°N	3.0 (1.5)	0	0	2.0 (2.0)	1.5 (1.0)	3.0 (0.8)	3.0 (2.5)
Intérieur du Sud de la C-B						AD	AD
Partie continentale intérieure, C-B						AD	AD
Îles Gulf et Sud-Est de l'île de Vancouver							AD
Alberta, au nord du 58°N	0	0	3.2 (2.1)	0	2.6 (1.4)	2.8 (2.2)	2.6 (0.7)
Rivière Porcupine, Yukon	AD	AD	1.7 (1.2)	2.6 (2.0)	2.8 (1.7)	2.3 (1.3)	2.1 (1.3)
Rivière Peel, Yukon	AD	AD	0	2.3 (1.9)	3.2 (2.4)	2.1 (0.9)	1.2 (0.6)
Rivière Yukon, Yukon	2.0 (2.0)	1.0 (0.4)	2.2 (1.3)	2.8 (2.2)	2.4 (1.7)	2.7 (1.6)	3.1(1.5)
Lacs du Sud, Yukon						3.0 (3.0)	AD
Vallée du Mackenzie, TN-O	2.3 (1.4)	1.3 (0.9)	2.0 (1.5)	2.1 (1.7)	2.6 (2.1)	2.6 (1.8)	2.2 (1.0)
Moyenne	2.3 (1.7)	1.2 (0.7)	2.2 (1.6)	2.5 (1.9)	2.3 (1.5)	2.4 (1.6)	2.5 (1.5)
tundrius							
Baie d'Ungava, Québec	1.7 (1.3)	1.8 (1.8)	2.7 (2.7)	3.2 (2.7)	3.1 (2.9)	AD	AD
Versan Nord, Yukon	AD	AD	0	0	0	2.3 (1.8)	2.1 (2.1)
Rankin Inlet, Nunavut	AD	AD	3.3 (2.9)	1.8 (0.6)	2.5 (0.8)	2.1 (0.7)	2.3 (1.7)
Parc national Tuktut Nogait, TN-O							2.6 (1.0)
Moyenne	1.7 (1.3)	1.8 (1.8)	3.0 (2.8)	2.5 (1.7)	2.8 (1.9)	2.2 (1.3)	2.3 (1.6)
pealei							
Île de Langara, C-B	2.2 (2.2)	2.4 (2.0)	2.2 (2.2)	2.0 (1.6)	2.8 (2.0)	2.0 (1.7)	1.8 (1.3)
Îles-de-la-Reine-Charlotte, C-B	2.5 (AD)	3.2 (AD)	2.5 (2.1)	AD	AD	AD	AD
Nord de l'île de Vancouver et les îles alentours	AD	AD	AD	AD	AD	AD	AD
Île Triangle, C-B						AD	AD
Moyenne	2.4 (2.2)	2.8 (2.0)	2.4 (2.2)	2.0 (1.6)	2.8 (2.0)	2.0 (1.7)	1.8 (1.3)

AD = aucune donnée

Dans l'ensemble, la population connue de Faucons pèlerins au Canada semble en santé et en croissance. Bien que cette espèce soit probablement près de la capacité limite de l'habitat dans le Nord, il est évident qu'elle reste vulnérable aux événements climatiques annuels, aux feux de forêts et à d'autres conditions naturelles qui ont une influence sur les sites et les conditions de la nidification. Dans le Sud du Canada, les populations se remettent des creux des années 1970 et se répandent dans l'habitat urbain et rural disponible. Il faut continuer à surveiller les populations de Faucons pèlerins pour que le rétablissement de cette espèce se poursuive.

Remerciements

Nous sommes reconnaissants aux nombreux membres du personnel et aux bénévoles ayant participé au relevé de 2000 d'un océan à l'autre. Les membres de l'équipe de rétablissement et les compilateurs régionaux, dont D. Amirault (SCF – Région de l'Atlantique), M. Elderkin (Department of Natural Resources de la Nouvelle-Écosse), J. Brazil (Inland Fish and Wildlife Division de Terre-Neuve-et-Labrador), M. Lepage (Société de la faune et des parcs du Québec), T. Armstrong et B. Ratcliff (ministère des Richesses naturelles de l'Ontario), T. Macomachie (projet de rétablissement du Faucon pèlerin du Manitoba), P. Thompson (Clavet, Saskatchewan), R. Corrigan (Alberta Conservation Association), M. Bradley (parc national Wood Buffalo), G. Holroyd (SCF – Région des Prairies et du Nord), D. Mossop (Collège du Yukon), S. Matthews et S. Carrière (Department of Resources, Wildlife and Economic Development des Territoires du Nord-Ouest), M. Chutter (Wildlife Branch de la Colombie-Britannique), D. Abernethy et J. Hunter (ministère du Développement durable du Nunavut), G. Court (Alberta Environment) et J. Ofstad (parc national Tuktut Nogait), qui ont soumis et examiné des résumés régionaux.

Références

Banasch, U. et G.L. Holroyd. Sous presse. *The 1995 Canadian peregrine falcon survey.* Série hors publication, Service canadien de la faune.

Beebe, F.L. 1960. *The marine peregrines of the northwest pacific coast.* Condor 62:145-189.

Bromley, M. 1992. *Status report on the tundra peregrine falcon (Falco peregrinus tundrius) in Canada.* Rapport du COSEPAC.

Cade, T. J. et R. Fyfe. 1970. *The North American peregrine survey, 1970.* Can. Field-Nat. 84(3):231-245.

COSEPAC. 2000. *Canadian species at risk. May 2000.* Comité sur le situation des espèces en péril au Canada.

Enderson, J.H. 1965. *A breeding and migration survey of the peregrine falcon.* Wilson Bull. 77:327-339.

Erickson, G., R. Fyfe, R. Bromley, G.L. Holroyd, D. Mossop, B. Munro, R. Nero, C. Shank, et T. Wiens. 1988. *Anatum peregrine falcon recovery plan.* Can. Wildl. Serv. Publication. 52 pp.

Fyfe, R.W. 1969. *The peregrine falcon in northern Canada.* Pages. 101-114 dans « Peregrine Falcon Populations, their Biology and Decline » (J.J. Hickey, ed.). University of Wisconsin Press. Madison, WI.

Fyfe, R.W., S.A. Temple et T.J. Cade. 1976. *The 1975 North American peregrine falcon survey.* Can. Field-Nat. 90(3): 228-273.

Hickey, J.J. (Ed.). 1969. *Peregrine Falcon Populations, their Biology and Decline.* University of Wisconsin Press. Madison, WI.

Holroyd, G.L. et U. Banasch. 1996. *The 1990 Canadian peregrine falcon (Falco peregrinus) survey.* J. Raptor Research 30(3): 145-156.

Johnstone, R.M. 1999. *Update COSEWIC status report on anatum peregrine falcon (Falco peregrinus anatum).* Comité sur le situation des espèces en péril au Canada.

Kiff, L.F. 1988. Changes in the status of the peregrine falcon in North America: an overview. Pages 123-129 dans « Peregrine Falcon Populations: Their Management and Recovery ». (T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander, and C.M. White, Eds.). The Peregrine Fund, Inc., Boise, Idaho. 949 pp.

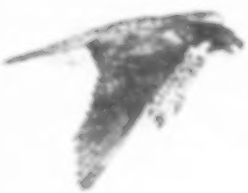
Martin, M. 1979. *Status report on peregrine falcon (Falco peregrinus) in Canada.* Rapport du COSEPAC, BC Fish & Wildlife Branch, Victoria (Colombie-Britannique).

Murphy, J.E. 1990. The 1985-86 Canadian peregrine falcon, Falco peregrinus, survey. Can. Field-Nat. 104:182-192.

Ratcliffe, D. 1969. *Population trends of the peregrine falcon in Great Britain.* Pages 239-270 dans « Peregrine Falcon Populations: Their Biology and Decline » (J.J. Hickey. Ed.). University of Wisconsin press. Madison, Wisconsin.

White, C.M. 1968. *Biosystematics of the North American Peregrine Falcons.* Thèse doctorat, Univ. of Utah, Salt Lake City.

White, C.M., R.W. Fyfe, et D.B. Lemon. 1990. The 1980 North American peregrine falcon, Falco peregrinus, survey. Can. Field-Nat. 104(2): 174-181.



Karolyd Szuba © CMNK

Le relevé de 2001 du Faucon pèlerin dans l'intérieur du Labrador

Joe Brazil, Inland Fish and Wildlife Division, Department of Tourism, Culture and Recreation, St. John's (Terre-Neuve) A1B 4J6; joebrazil@gov.nf.ca

Bien qu'un relevé national du Faucon pèlerin soit fait tous les cinq ans, d'autres relevés, effectués au Labrador, visent à déceler les modifications démographiques que le relevé national, moins fréquent, pourrait ne pas détecter. Deux régions de relevé très différentes quant à la topographie, aux proies, au climat et à la possibilité pour l'être humain d'y accéder ont été établies. Chacune est survolée par hélicoptère au moins une fois tous les deux ans et l'occupation et la productivité sont consignées. La région côtière a fait l'objet de relevés quatre fois depuis 1996, et l'intérieur du Labrador, chaque année depuis 1999.

La région intérieure a été étudiée entre le 25 et le 28 juillet 2001. Des Faucons nicheurs ou des couples territoriaux avaient déjà été signalés dans tous les sites, situés le long du fleuve Fraser, des rivières Kogaluk et Ikadlivik ainsi que près des lacs Tasisuak et Cabot. Tous ces cours d'eau coulent d'est en ouest entre les 56ᵉ et 57ᵉ degrés de latitude. Le fleuve et les rivières ont des côtés abrupts sculptés par les glaciers dans un plateau intérieur. Une végétation semblable à la toundra recouvre le plateau, tandis que, dans les vallées des cours d'eau se trouvent des arbustes bas, des mousses et des herbes graminiformes, outre la végétation de la toundra.

Bien que les falaises aient été examinées sur un à deux kilomètres des deux côtés des 20 sites visités et d'autres sites possibles ont été vérifiés, il n'y avait de Faucons adultes que dans six sites. Les Faucons n'ont manifesté de comportement territorial que dans seulement trois de ces sites. Aucun petit ni aucun œuf n'a été observé, mais les enquêteurs ont pu en laisser passer, en raison des dimensions de certaines des parois des falaises. Des résultats semblables ont été obtenus en 2000, année où il n'y avait de Faucons pèlerins nicheurs que dans deux sites, mais l'occupation était beaucoup plus importante en 1999 (tableau 12).

Les causes de cette diminution considérable de l'occupation ne sont pas faciles à déterminer. La température au printemps et à l'été de 2000 et de 2001 a semblé relativement humide et froide par

comparaison aux années antérieures. Cela peut avoir eu une influence sur la disponibilité des proies et, donc, sur la capacité des Faucons de couver des œufs et d'élever des petits avec succès. Il est vrai que le relevé n'a pas été effectué aux mêmes dates d'une année à l'autre (~21 juin en 1999, ~10 juillet en 2000 et ~26 juillet en 2001), mais on s'attendrait tout de même à trouver des preuves de nidification, soit par l'intermédiaire d'un comportement territorial, des oiseaux qui couvent ou des jeunes au nid ou près de celui-ci. Si nous supposons que les tentatives de nidification ont été à peu près les mêmes les trois années, il semble alors qu'elle ait échoué à la fin de l'incubation ou au début de l'élevage des petits. Les enquêteurs ont vu un couple d'oiseaux couver des œufs, dans un nid situé à l'extérieur de la région du relevé, pendant la 3e semaine de juillet. Il s'agit d'une date très tardive, puisque les Faucons, à cette latitude, éclosent en général pendant la première semaine de juillet. Une visite effectuée une semaine plus tard a révélé que les œufs et les oiseaux avaient disparu. Sur la côte, de tout petits Faucons (probablement de moins d'une semaine) ont été vus pendant la dernière semaine de juillet, et avaient donc de deux à trois semaines de retard. Il se peut qu'un facteur quelconque ait une incidence sur la capacité des oiseaux à pondre et à couver des œufs ou à élever des petits. Tous ces nids étant très éloignés, les perturbations anthropiques ne sont probablement pas en cause. Au cours des prochains relevés, les enquêteurs recueilleront tous les œufs non viables pour qu'une analyse des pesticides soit effectuée, ainsi que des données sur le choix des proies chez les Faucons pèlerins de l'intérieur. Si les ressources le permettent, les sites côtiers seront aussi visités de nouveau, bien qu'il semble y avoir moins de motifs de crainte dans cet habitat. Il est important que la surveillance du Faucon pèlerin se poursuive au Labrador pour que nous puissions déterminer si les diminutions récentes représentent véritablement une tendance à la baisse dans cette population.

Tableau 12. Comparaison des essais de nidification dans les même 20 sites de Faucons pèlerins sur une période de trois ans, de 1999 à 2001, à l'intérieur du Labrador.

Année	1999	2000	2001
Sites vérifiés	20	20	20
Sites où des oiseaux sont présents	16	2	6
productif/territorial	15	2	3

Tendances chez les rapaces dans les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut: Étude de cas sur le Faucon pèlerin

S. Carrière[1,6], D. Abernethy[1], M. Bradley[2], R. G. Bromley[3], S. B. Matthews[1], J. Obst[4] et M. Setterington[5]

[1] Wildlife and Fisheries Division, Department of Resources, Wildlife & Economic Development, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 3S8. [2] parc national Wood Buffalo, Fort Smith (Territoires du Nord-Ouest) X0E 0P0. [3] Whole Arctic Consulting, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 2N8. [4] Box 1888, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 2P4. [5] Department of Sustainable Development, gouvernement du Nunavut, Arviat (Nunavut) X0C 0E0. [6] Auteur-ressource : Suzanne_Carriere@gov.nt.ca

La surveillance des populations d'espèces sauvages au nord du 60e parallèle est une activité dont tout le monde sait est très coûteuse, et les relevés des populations de rapaces dans le Nord ne font pas exception. Pour cette raison, les rapaces ont été étudiés sur moins de 10 p. 100 du Nunavut et des Territoires du Nord-Ouest (Fyfe, 1969; Bromley, 1988; Rowell et coll., sous presse) et les bénévoles qui se rendent ou travaillent dans des régions éloignées continuent de fournir des renseignements précieux sur des sites de rapaces que nous ne connaissions pas auparavant.

Malgré les coûts élevés, des relevés aériens des sites de nidification de rapaces ont été effectués presque chaque année, depuis les années 1960, dans au moins une région des Territoires du Nord-Ouest ou du Nunavut, et d'autres renseignements sur les sites de nidification ont été recueillis, lorsque l'occasion se présentait, depuis les années 1940 (figure 29).

comparaison aux années antérieures. Cela peut avoir eu une influence sur la disponibilité des proies et, donc, sur la capacité des Faucons de couver des œufs et d'élever des petits avec succès. Il est vrai que le relevé n'a pas été effectué aux mêmes dates d'une année à l'autre (~21 juin en 1999, ~10 juillet en 2000 et ~26 juillet en 2001), mais on s'attendrait tout de même à trouver des preuves de nidification, soit par l'intermédiaire d'un comportement territorial, des oiseaux qui couvent ou des jeunes au nid ou près de celui-ci. Si nous supposons que les tentatives de nidification ont été à peu près les mêmes les trois années, il semble alors qu'elle ait échoué à la fin de l'incubation ou au début de l'élevage des petits. Les enquêteurs ont vu un couple d'oiseaux couver des œufs, dans un nid situé à l'extérieur de la région du relevé, pendant la 3e semaine de juillet. Il s'agit d'une date très tardive, puisque les Faucons, à cette latitude, éclosent en général pendant la première semaine de juillet. Une visite effectuée une semaine plus tard a révélé que les œufs et les oiseaux avaient disparu. Sur la côte, de tout petits Faucons (probablement de moins d'une semaine) ont été vus pendant la dernière semaine de juillet, et avaient donc de deux à trois semaines de retard. Il se peut qu'un facteur quelconque ait une incidence sur la capacité des oiseaux à pondre et à couver des œufs ou à élever des petits. Tous ces nids étant très éloignés, les perturbations anthropiques ne sont probablement pas en cause. Au cours des prochains relevés, les enquêteurs recueilleront tous les œufs non viables pour qu'une analyse des pesticides soit effectuée, ainsi que des données sur le choix des proies chez les Faucons pèlerins de l'intérieur. Si les ressources le permettent, les sites côtiers seront aussi visités de nouveau, bien qu'il semble y avoir moins de motifs de crainte dans cet habitat. Il est important que la surveillance du Faucon pèlerin se poursuive au Labrador pour que nous puissions déterminer si les diminutions récentes représentent véritablement une tendance à la baisse dans cette population.

Tableau 12. Comparaison des essais de nidification dans les même 20 sites de Faucons pèlerins sur une période de trois ans, de 1999 à 2001, à l'intérieur du Labrador.

Année	1999	2000	2001
Sites vérifiés	20	20	20
Sites où des oiseaux sont présents	16	2	6
productif/territorial	15	2	3

Tendances chez les rapaces dans les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut: Étude de cas sur le Faucon pèlerin

S. Carrière[1,6], D. Abernethy[1], M. Bradley[2], R. G. Bromley[3], S. B. Matthews[1], J. Obst[4] et M. Setterington[5]

[1] Wildlife and Fisheries Division, Department of Resources, Wildlife & Economic Development, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 3S8. [2] parc national Wood Buffalo, Fort Smith (Territoires du Nord-Ouest) X0E 0P0. [3] Whole Arctic Consulting, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 2N8. [4] Box 1888, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest) X1A 2P4. [5] Department of Sustainable Development, gouvernement du Nunavut, Arviat (Nunavut) X0C 0E0. [6] Auteur-ressource : Suzanne_Carriere@gov.nt.ca

La surveillance des populations d'espèces sauvages au nord du 60e parallèle est une activité dont tout le monde sait est très coûteuse, et les relevés des populations de rapaces dans le Nord ne font pas exception. Pour cette raison, les rapaces ont été étudiés sur moins de 10 p. 100 du Nunavut et des Territoires du Nord-Ouest (Fyfe, 1969; Bromley, 1988; Rowell et coll., sous presse) et les bénévoles qui se rendent ou travaillent dans des régions éloignées continuent de fournir des renseignements précieux sur des sites de rapaces que nous ne connaissions pas auparavant.

Malgré les coûts élevés, des relevés aériens des sites de nidification de rapaces ont été effectués presque chaque année, depuis les années 1960, dans au moins une région des Territoires du Nord-Ouest ou du Nunavut, et d'autres renseignements sur les sites de nidification ont été recueillis, lorsque l'occasion se présentait, depuis les années 1940 (figure 29).

Base de données sur les rapaces des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut

De nombreuses espèces de rapaces restent fidèles, année après année, à leur falaise ou à leur site de nidification. L'utilisation des sites étant prévisible, cela nous permet d'étudier les tendances démographiques en comparant l'information dont nous disposons déjà et les données nouvelles sur l'utilisation des aires de nidification connues. Au début des années 1980, des biologistes responsables de rapaces du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest (qui incluaient à ce moment-là le Nunavut) ont prolongé des travaux antérieurs effectués par le Service canadien de la faune et établi un protocole afin de conserver des données historiques précieuses sur les nids des rapaces dans le Nord et de consigner systématiquement les nouvelles données (Fyfe et coll., 1976; Bromley, 1988; Shank, 1997).

La base de données sur les rapaces des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut renferme toutes les données utilisées dans de nombreuses études sur les tendances et la situation, en particulier sur le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*). Certaines de ces études sont résumées ci-dessous.

Le Faucon pèlerin dans les relevés effectués dans le Nord

Le nombre de Faucons pèlerins avait connu un déclin visible avant 1970, surtout par suite des effets du DDT et du DDE, et la production était considérablement réduite (Kiff, 1988). Quelques spécialistes donnent des estimations historiques du nombre de couples ou d'aires de nidification occupés dans le Nord avant 1965, leurs estimations variant entre 3 500 et plus de 7 000 (Kiff, 1988).

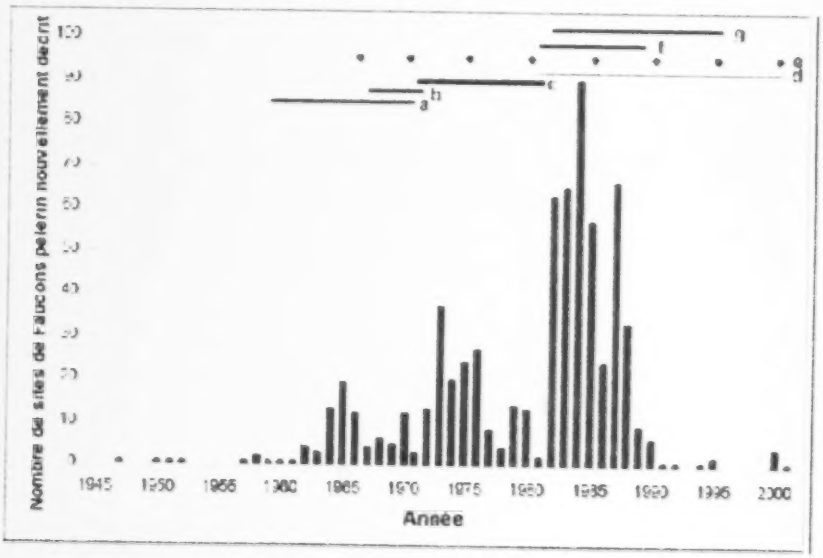


Figure 29. Historique du relevé et nombre de sites uniques de nidification décrits dans la base de données sur les rapaces des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut depuis 1947.
(a) Les relevés de la rivière Thelon (de 1957 à 1969) – Kuyt, 1980. (b) SCF dans la vallée de la rivière Mackenzie des années '60 – Fyfe, 1969. (c) Les relevés du SCF (les années '70): la vallée de la rivière Mackenzie – Fyfe et coll., 1976, Bromley et Matthews, 1988; rivière Thelon – Armbruster et Russell, 1975; centre de l'arctique canadien – Armbruster et coll., 1975; île Banks – Bradley 1975; rivière Horton(1968, 1973, 1975) – Allison et Dick, 1975. (d) Le projet de Rankin Inlet sur les Faucons pèlerins (de 1981à 2000) – Court et coll., 1988, Bradley et coll., 1997, Abernethy et coll. sous presse. (e) Le relevé nord-américain sur les Faucons pèlerins qui a lieu tous les cinq ans : voir tous les relevés des points b à g en plus de ceux de la vallée de la Mackenzie (1966, et à tous les cinq ans de 1970 à 2000) – Matthews et Carrière, sous presse, Rowell et coll., sous presse (réf. incluses); le parc national de Tuktut Nogait (1988, 1990, 2000) – Obst, sous presse; rivière Thelon (1970, 1975, 1985, 1990) – Pelly, 1985, Shank 1996; île Belcher (1990) – Nishi 1996; (f) gouvernement des Territoires du Nord-Ouest : relevés dans la vallée de la Mackenzie (1983-1991) et surveillance des rapaces du pipeline de Norman Wells (1980-1988) – Bromley et Matthews 1988, Matthews 19989. (g) gouvernement des Territoires du Nord-Ouest : relevés du centre de l'arctique canadien (de 1982 à 1996), de Baffin et de Keewatin (1978, de 1982 à 1991, 1995) – Calef et Heard, 1979, Bromley et McLean 1986, Bromley 1988, Shank et coll., 1993, Shank 1995, Shank 1996. Source : base de données sur les rapaces des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut.

En 1965, Fyfe (dans Enderson et coll., 1995) estimait qu'au moins 196 sites de nidification historiques du Faucon pèlerin étaient consignés dans les régions arctique et subarctique de l'Amérique du Nord. La base de données sur les rapaces possède des dossiers historiques pour un quart (49) de ces sites dans les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut. Chaque site nouvellement décrit reçoit un numéro qui lui est propre, afin qu'il soit possible de faire des liens entre des activités de relevés qui s'étendent sur des décennies, ce qui fournit, pour chacun de ces endroits, un historique des visites et de l'occupation par les couples. Le nombre de sites de nidification du Faucon pèlerin ajouté chaque année à la base de données reflète les changements de l'intensité du relevé et de la portée géographique partout dans les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut et pas nécessairement les modifications que connaissent les populations de Faucons pèlerins dans le Nord. Il est préférable d'étudier les changements démographiques en examinant les données de relevés particuliers, dans des régions définies et à l'aide d'une méthodologie uniforme appliquée toujours par les mêmes personnes. Ces activités intensives de dénombrement (figure 29) ont été mises en branle pour diverses raisons, notamment :

(1) les préoccupations relatives aux concentrations de résidus organochlorés chez le Faucon pèlerin dans le Nord (Enderson et Berger, 1968; Calef et Heard, 1979);
(2) le besoin de relevés de référence pour toutes les espèces de rapaces avant, ou pendant, l'exploitation à grande échelle des ressources (Bromley et Matthews, 1988; Matthews, 1989);
(3) les préoccupations relatives à la situation du Faucon gerfaut (*Falco rusticolus*), compte tenu de l'intérêt accru pour la vente des juvéniles de cette espèce sur le marché mondial de la fauconnerie (Bromley et McLean, 1986);
(4) la création future d'une zone protégée (Shank, 1995).

Malgré l'intention première des relevés, des renseignements détaillés sur les nids de Faucons pèlerins ont été réunis chaque fois que c'était possible.

Tendances démographiques chez le Faucon pèlerin

Selon les protocoles des relevés aériens, il s'agit de découvrir et d'observer tous les sites « occupés » (ceux qu'utilise un couple ou un individu) dans des régions précises, pendant la période de pointe de la saison de reproduction, soit de la mi-juin à la fin de juillet. Les sites où il y a des petits sont appelés « productifs ». On essaie rarement d'atterrir et de vérifier les renseignements recueillis depuis l'aéronef, si bien que certains sites occupés par des oiseaux peuvent ne pas être détectés. Parce que les couples de Faucons pèlerins ne construisent pas de nid, mais utilisent plutôt des saillies nues ou des nids de branches empruntés à d'autres espèces, les sites ne sont « connus » qu'après que des couples nicheurs y ont été observés (Johnstone, 1999). Les falaises d'un bon habitat peuvent être visitées pendant un relevé, mais à moins que des couples ne les utilisent à ce moment-là, les utilisations antérieures sont difficiles à détecter. Ce type d'erreur est en général constant d'un relevé à l'autre, si bien que les tendances d'une année à l'autre en matière d'occupation des sites peuvent tout de même être étudiées (Bromley et Matthews, 1988). Nous supposons pouvoir inférer que les populations reproductrices de Faucons pèlerins connaissent un déclin lorsque des sites ayant déjà été occupés sont constamment inoccupés pendant les relevés suivants. Nous déduisons que les populations reproductrices augmentent si des sites déjà occupés le sont encore constamment au cours des relevés subséquents et/ou si de nouveaux sites sont occupés dans des régions qui avaient déjà fait l'objet d'un relevé.

Taïga – vallée du fleuve Mackenzie

Le relevé du Faucon pèlerin s'étend sur environ 700 des 1 800 kilomètres le long du fleuve Mackenzie (de l'embouchure de la rivière Saline jusqu'à Inuvik) sur 75 km de largeur de chaque côté. Cette section de la vallée du fleuve compte des centaines de parois de falaise et de rives boisées érodées par l'eau près de cours d'eau ouverts ou de terres humides, qui forment un bon habitat de reproduction pour le Faucon pèlerin. Ce relevé du fleuve Mackenzie a commencé au milieu des années 1960 et a été effectué au

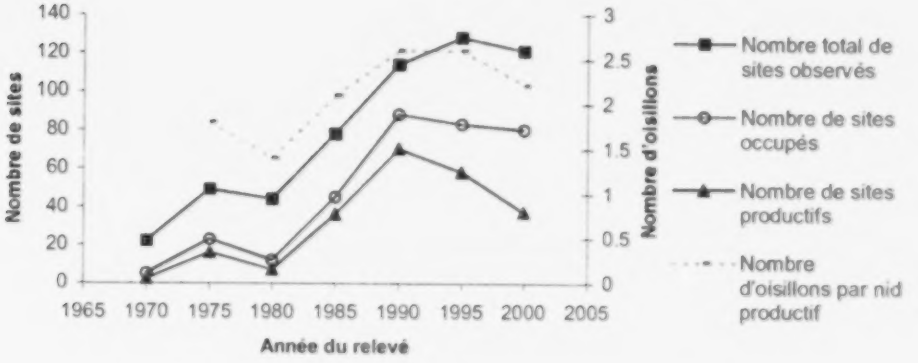


Figure 30. Les changements quinquennaux des paramètres de reproduction pour les Faucons pèlerins de la sous-espèce *anatum* le long de la rivière Mackenzie (Nunavut). Au cours des années 1970 et 1980, des efforts supplémentaires ont été faits afin de trouver des nouveaux sites dans des régions qui n'avaient pas été étudiées auparavant. Source : base de données sur les rapaces des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut. Voir Enderson et coll., 1995, Matthews et Carrière, sous presse, et les analyses incluses au Bromley et Matthews, 1988.

moins tous les cinq ans jusqu'en 2000. Cette population est surtout composée d'individus de la sous-espèce *anatum*.

Au début des années 1970 et au milieu des années 1980, on a fouillé de nouvelles régions chaque année pour découvrir des sites de nidification auparavant inconnus. Au cours des trois dernières décennies, le nombre de sites connus a considérablement augmenté (Enderson et coll., 1995; figure 30). Une analyse effectuée année par année, afin de tenir compte de l'augmentation des activités de recherche, indique que la population reproductrice a commencé à s'accroître en 1985 (Bromley et Matthews, 1988).

Le nombre de sites occupés n'a pas augmenté depuis 1990, peut-être parce que les couples de Faucons pèlerins territoriaux occupent cette région au maximum depuis le début des années 1990. Les feux de forêt ont été plus fréquents dans la région à l'étude pendant la décennie de 1990 à 2000 que pendant toute autre décennie pour laquelle nous possédons des données. En 2000, nous avons remarqué que certains sites avaient disparu à cause du feu : des nids que des Faucons pèlerins occupaient auparavant avaient brûlé, ou encore l'effondrement et l'érosion des rives avaient modifié la paroi de la falaise. Malgré les changements subis par l'habitat et, probablement, une certaine variabilité saisonnière de la productivité (Matthews et Carrière, sous presse), le nombre de sites occupés par le Faucon pèlerin au cours de la dernière décennie dans la vallée du fleuve Mackenzie est le plus élevé qui ait été enregistré depuis que le relevé a débuté au milieu des années 1960 (figure 30).

Toundra – Kugluktuk, Hope Bay et Rankin Inlet

Les sites du Faucon pèlerin, *tundrius* sont régulièrement visités dans le cadre des relevés des rapaces effectués près de Kugluktuk et de Hope Bay, sur le continent, au sud de l'île Victoria, au Nunavut (Bromley et McLean, 1986; Shank et coll., 1993). Il se trouve dans ces régions de nombreuses falaises de 10 à 40 mètres de haut dispersées dans une toundra végétalisée. Les mêmes régions à peu près ont été étudiées chaque année de 1982 à 1996 (Shank et coll., 1993). Le projet sur le Faucon pèlerin de Rankin Inlet, sur la côte ouest de la baie d'Hudson, est l'un des programmes de surveillance des rapaces qui durent depuis le plus longtemps en Amérique du Nord. La région du projet, d'une superficie de 450 km², est formée de collines basses ondulantes où se dressent, parmi de nombreux lacs et étangs de la toundra, des affleurements qui atteignent jusqu'à 53 m de haut (Court, 1986).

Le dernier relevé de Kugluktuk, effectué en 1996, a dénombré le nombre de sites occupés le plus élevé jamais consigné dans cette région (figure 31). Une tendance à la hausse de l'occupation s'est manifestée au milieu des années 1980 dans les populations

reproductrices de Kugluktuk, de Hope Bay et, dans une certaine mesure, de Rankin Inlet. À Hope Bay et à Rankin Inlet, cette tendance a atteint un sommet pendant les années 1990, ce qui semble indiquer que, comme dans la vallée du fleuve Mackenzie, la capacité limite pour les sites de nidification du Faucon pèlerin est peut-être atteinte.

Il semble que les populations de Faucons pèlerins, *anatum* et de Faucons pèlerin, *tundrius* se reproduisant au Canada, au nord du 60e parallèle, aient été à leur plus bas niveau dans les années 1970. Des dénombrements de Faucons migrateurs venant de l'Arctique montrent aussi que ces populations ont connu un déclin pendant les années 1960 et 1970 (Mueller et coll., 1988), puis se sont rétablies à partir des années 1980 (Ward et coll., 1988). On ne sait pas si les populations du Nord de ces deux sous-espèces sont revenues à ce qu'elles étaient, ou à peu près, avant l'effondrement du milieu du siècle. De nos jours, les données recueillies dans les quelques régions du Nord étudiées de façon intensive indiquent que les populations de Faucons pèlerins occupent peut-être les sites de nidification au maximum, ou presque. Cependant, les régions arctique et subarctique sont des endroits où il est difficile de nicher : les grandes variations annuelles de la température, des disponibilités alimentaires et de la qualité de l'habitat dans des régions sujettes aux incendies semblent être la norme (Bradley et coll., 1997, voir l'alimentation inhabituelle dans Bradley et Oliphant, 1991). Ces éléments jouent un rôle dans les variations annuelles du succès de la reproduction chez les Faucons pèlerins du Nord (Bradley et coll., 1997, Matthews et Carrière, sous presse). De plus, les perturbations créées par la construction de cabanes, l'utilisation à des fins récréatives et l'exploration et l'exploitation des ressources, augmentent dans certaines régions des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut occupées par des Faucons nicheurs. Enfin, il se produit des changements climatiques importants dans la vallée du fleuve Mackenzie et des changements semblables ont lieu, semble-t-il, dans toute la partie centrale de l'Arctique (GIEC, 2001; Serreze et coll., 2000). Ces changements seront complexes, influenceront à la fois les populations de proies et l'habitat du Faucon pèlerin, et il est impossible de prévoir, à l'heure actuelle, l'étendue de leurs effets.

Les relevés futurs, auxquels s'ajouteront d'autres renseignements recueillis par des bénévoles, nous aideront à comprendre comment les populations de Faucons du Nord feront face aux modifications naturelles et à celles qui sont provoquées par l'être humain dans leur habitat de reproduction.

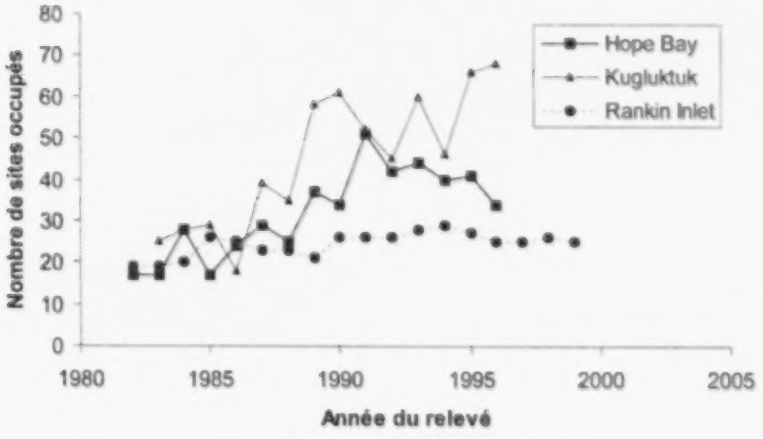


Figure 31. Les changements dans le nombre de sites occupés par les Faucons pèlerins *tundrius*, près de Hope Bay, de Kugluktuk et de Rankin Inlet (Nunavut). Sources : Hope et Kugluktuk : Shank et coll., 1993 (de 1982 à 1991), Shank, 1996, base de données sur les rapaces des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut (de 1992 à 1996); Rankin Inlet : Court et coll., 1988 (de 1981 à 1986), base de données sur les rapaces des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut, R. Johnstone, D. Abernethy et M. Setterington, données non publiées (de 1987 à 2000).

© Elaine M. Dickson

Références

Abernethy, D., J. Hunter, et G. Court. sous préparation. *The 2000 Peregrine Falcon Survey at Rankin Inlet, Nunavut*, dans « The 2000 Canadian Peregrine Falcon Survey » (P. Rowell, G. L. Holroyd, et U. Banasch, éditeurs). Journal of Raptor Research.

Allison, L., et G. Dick. 1975. *Horton River, Northwest Territories*, dans « The 1975 North American Peregrine Falcon survey. » (R.W. Fyfe, S.A. Temple, et T.J. Cade., éditeurs). Can. Field-Nat. 90:228-273.

Armbruster, H. et T. Russell. 1975. *Thelon River and Interior Barrens, Northwest Territories*, dans « The 1975 North American Peregrine Falcon survey » (R.W. Fyfe, S.A. Temple, et T.J. Cade, eds.). Can. Field-Nat. 90:228-273.

Armbruster, H., T. Russell, T. Barry, et G. Beyersbergen. 1975. *Central Arctic Coast, Northwest Territories*, dans « The 1975 North American Peregrine Falcon survey » (R.W. Fyfe, S.A. Temple, et T.J. Cade, éditeurs). Can. Field-Nat. 90:228-273.

Bradley, S. 1975. *Banks Island*, dans « The 1975 North American Peregrine Falcon survey » (R.W. Fyfe, S.A. Temple, et T.J. Cade, éditeurs). Can. Field-Nat. 90:228-273.

Bradley, M., R. Johnstone, G. Court, et T. Duncan. 1997. *Influence of weather on breeding success of Peregrine Falcons in the Arctic*. Auk 114:786-791.

Bradley, M. et L. W. Oliphant. 1991. *The diet of Peregrine Falcons in Rankin Inlet, N.W.T.: An unusually high proportion of mammalian prey*. Condor 93:193-197.

Bromley R.G. 1988. *Status of Peregrine Falcons in the Kitikmeot, Baffin, and Keewatin regions, Northwest Territories, 1982-1985*. Pages 51-58 dans « Peregrine Falcon populations: their management and recovery » (T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander, et C.M. White, éditeurs) The Peregrine Fund, Boise, Idaho.

Bromley, M. 1992. *Updated Status Report on the Tundra Peregrine Falcon, Falco peregrinus tundrius, in Canada*. Comité sur le situation des espèces en péril au Canada. 26 pages.

Bromley, R.G. et S.B. Matthews. 1988. *Status of the Peregrine Falcon in the Mackenzie River Valley, Northwest Territories, 1969-1985* Pages 59-63 dans « Peregrine Falcon populations: their management and recovery » (T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander, et C.M. White, éditeurs). The Peregrine Fund, Boise, Idaho.

Bromley, R.G. et B.D. McLean. 1986. *Raptor surveys in the Kitikmeot and Baffin Regions, Northwest Territories, 1983 and 1984*. Department of Renewable Resources, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, File Report No. 65, 63 pages.

Calef, G.W. et D.C. Heard. 1979. *Reproductive success of Peregrine Falcons and other raptors at Wager Bay and Melville Peninsula, Northwest Territories*. Auk 96: 662-674.

Court, G.S. 1986. *Some aspects of the reproductive biology of Tundra Peregrine Falcons*. Thèse de maître, présentée au Department of Zoology de la University of Alberta.

Court, G.S., D.M. Bradley, C.C. Gates. 1988. *The population biology of Peregrine Falcons (Falco peregrinus tundrius) in the Keewatin District of the Northwest Territories, Canada*. Pages 729-739 dans « Peregrine Falcon populations: their management and recovery » (T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander, et C.M. White, éditeurs). The Peregrine Fund, Boise, ID.

Enderson, J.H. et D.D. Berger. 1968. *Chlorinated hydrocarbon residues in peregrines and their prey species from northern Canada*. Condor 70:149-153.

Enderson, J.H., W. Hienrich, L. Kiff, et C. M. White. 1995. *Population changes in North American peregrines*. Transactions of the 60th North American Wildlife and Natural Resources Conference: 142-161.

Fyfe, R.W. 1969. *The Peregrine Falcon in northern Canada*. Pages 101-114 dans « Peregrine Falcon populations: their biology and decline » (J.J. Hickey, éditeur). Madison, Univ. Wisconsin Press.

Fyfe, R.W., S.A. Temple, et T.J. Cade. 1976. *The 1975 North American Peregrine Falcon survey*. Can. Field-Nat. 90:228-273.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, Groupe de travail I. 2001. *Résumé à l'intention des décideurs. Troisième rapport d'évaluation : Recherche sur l'évolution du climat*. 20 pp.

Johnstone, R.M. 1999. *Updated COSEWIC Status Report on the Anatum Peregrine Falcon*, Falco peregrinus anatum. Comité sur le situation des espèces en péril au Canada. 42 pp.

Kiff, L.F. 1988. *Changes in the status of the peregrine in North America: an overview*. Pages 123-139 dans « Peregrine Falcon populations: their management and recovery » (T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander, et C.M. White, eds.) The Peregrine Fund, Boise, Idaho.

Kuyt, E. 1980. *Distribution and breeding of raptors in the Thelon River area, Northwest Territories, 1957-1969*. Can. Field-Nat. 94:121-130.

Matthews, S.B. 1989. *Norman Wells pipeline project raptor monitoring program 1980-1988*. Department of Renewable Resources, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, File Report No. 82, 46 pp.

Matthews, S.B. et S. Carrière. sous presse. *The 2000 Mackenzie Valley, Northwest Territories, Peregrine Falcon Survey*, dans « The 2000 Canadian Peregrine Falcon Survey » (P. Rowell, G.L. Holroyd, et U. Banasch, éditeurs). Journal of Raptor Research.

Mueller, H.C., D.D. Berger, et G. Allez. 1988. *Population trends in migrating peregrines at Cedar Graves, Wisconsin, 1939-1985*. Pages 497-506 dans « Peregrine Falcon populations: their management and recovery » (T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander, et C.M. White, eds.) The Peregrine Fund, Boise, ID.

Nishi, J. 1996. *Belcher Islands*, dans « The 1990 Canadian Peregrine Falcon (Falco peregrinus) Survey » (G.L. Holroyd et U. Banash). J. Raptor Res. 30:145-156.

Obst, J. sous presse. *The 2000 Peregrine Falcon Survey in Tuktu Nogait National Park, NWT* dans « The 2000 Canadian Peregrine Falcon Survey » (P. Rowell, G.L. Holroyd, et U. Banasch, éditeurs).Journal of Raptor Research.

Pelly, D.F. 1985. *A naturalist on the Thelon River – Peregrine Falcon Report '85*. Rapport pour le gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 33 pp.

Rowell, P., G.L. Holroyd, et U. Banasch (eds.). sous presse. *The 2000 Canadian Peregrine Falcon Survey*. Journal of Raptor Research.

Serreze, M.C., J.E. Walsh, F.S. Chapin III, T. Osterkamp, M. Dyurgerov, V. Romanovsky, W.C. Oechel, J. Morison, T. Zhang, et R.G. Barry. 2000. *Observational evidence of recent change in the northern high-latitude environment*. Climate Change 46:159-207.

Shank, C.C. 1995. *Raptor survey of the Rasmussen Lowlands – 1995*. Rapport inédit, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife, NT, 5 pp.

Shank, C.C. 1996. *Central Arctic Raptor Surveys*. Rapport inédit, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife, NT. 4 pp.

Shank, C.C. 1997. *The Northwest Territories' system of raptor data collection and storage*. Department of Resources, Wildlife & Economic Development. Manuscript report No. 102.

Shank, C., R.G. Bromley, et R.G. Poole. 1993. *Increase in breeding population of Tundra Peregrine Falcons in the Central Canadian Arctic*. Wilson Bull. 105: 180-190.

Ward, F.P., K. Titus, W.S. Seegar, M.A. Yates et M.R. Fuller. 1988. *Autumn migrations of Peregrine Falcons at Assateague Island, Maryland/Virginia, 1970-1984*. Pages 485-496 dans « Peregrine Falcon populations: their management and recovery » (T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander, et C.M. White, éditeurs). The Peregrine Fund, Boise, ID.

Les populations de rapaces du Nord vont-elles s'effondrer de nouveau?

D. Mossop, Biodiversity Assessment and Monitoring Project, Collège du Yukon, Whitehorse (Yukon) Y1A 5H5, dmossop@yukoncollege.yk.ca

Perchés comme ils le sont au sommet de la chaîne alimentaire, les oiseaux de proie sont reconnus comme des indicateurs puissants de la santé des écosystèmes. La chute du Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) pendant les années 1960 est l'élément qui a lancé la surveillance des populations de plusieurs espèces de rapaces, si bien qu'il existe maintenant de précieuses bases de données à long terme en plusieurs endroits dans l'ensemble du Canada. Au Yukon, le Collège du Yukon maintient, dans le cadre de son projet de surveillance et d'évaluation de la biodiversité, une série d'une trentaine d'années de données démographiques portant sur cinq espèces clés de rapaces.

Les populations de Faucons pèlerins qui nichent au Yukon font l'objet d'un relevé tous les cinq ans, en partie pour satisfaire aux stipulations du plan de rétablissement du Faucon pèlerin du Canada (Bromley et coll., 1988) en ce qui concerne la surveillance nationale. En 2000, les données de ce relevé indiquaient que la productivité « s'effondrait » peut-être (Mossop, 2000). Un relevé de suivi a donc été effectué en 2001 sur un sous-ensemble du relevé comprenant tout le territoire. Il s'agissait de faire une seule visite approfondie de sites de nidification situés au cœur des populations les mieux connues, dans l'espoir que des données plus détaillées permettent de comprendre davantage les incidences environnementales sur la productivité pouvant ne pas être parfaitement évidentes à partir du relevé plus général.

Les observations de 2001 correspondaient de très près à celles de 2000 (tableau 13) : 20 p. 100 environ des sites ayant aucune preuve d'adultes reproducteurs. Le taux d'occupation est inférieur d'à peu près 6 p. 100 à la moyenne à long terme. La production de petits est inquiétante également. Comme en 2000, il n'y avait pas de petits dans environ 60 p. 100 de tous les sites, et seulement 50 p. 100 des sites occupés par un couple reproducteur étaient productifs (c.-à-d., avoir des oisillons approximativement d'un âge à s'envoler; figure 32).

Les résultats préliminaires montrent qu'il existe une corrélation avec l'« âge » du site. Il semble que ce sont les sites utilisés depuis le plus longtemps (et peut-être les couples qui les utilisent) qui ont des problèmes de productivité. Si les adultes âgés sont touchés, cela pourrait signifier qu'un contaminant chimique s'accumule dans leur organisme et soulever le spectre du désastre des années 1960. Une constatation secondaire a trait à l'âge des petits dans les nids. Bien que cette conclusion repose sur de petits échantillons, il semble que les dates de nidification sont plus tardives qu'à l'habitude et que les jeunes les moins en santé se trouvent dans les nids où la date d'éclosion est très tardive. La surveillance devrait nous permettre, dans l'avenir, d'éclaircir ce point.

Tableau 13. Résumé, le relevé de 2001 sur les Faucons pèlerins, territoire du Yukon.

Sous-population	année	nombre vérifié	nombre occupé	nombre productif	oisillons par couple productif
rivière Yukon	**2001**	**47**	**37 (77%)**	**17 (35.4%)**	**2.4 + 0.9**
	2000	53	43 (81%)	22 (41.5%)	3.1+ 1.0
rivière Peel	**2001**	**8**	**7 (88%)**	**5 (62%)**	**?**
(la région de Peel)	2000	31	22 (70%)	12 (39%)	1.2 + 0.6
TOTAL	**2001**	**55**	**44 (80%)**	**22 (40%)**	**2.4+0.9**
	2000	84	65 (77%)	34 (41%)	2.3 + 1.5

Shank, C.C. 1996. *Central Arctic Raptor Survey*. Rapport inédit, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife, NT, 4 pp.

Shank, C.C. 1997. *The Northwest Territories' system of raptor data collection and storage*. Department of Resources, Wildlife & Economic Development, Manuscript report No. 102.

Shank, C., R.G. Bromley, et K.G. Poole. 1993. *Increase in breeding population of Tundra Peregrine Falcons in the Central Canadian Arctic*. Wilson Bull. 105: 148-160.

Ward, P.P., K. Titus, W.S. Seegar, M.A. Yates et M.R. Fuller. 1988. *Autumn migrations of Peregrine Falcons at Assateague Island, Maryland/Virginia, 1970-1984*. Pages 485-496 dans « Peregrine Falcon populations: their management and recovery » (T.J. Cade, J.H. Enderson, C.G. Thelander, et C.M. White, éditeurs). The Peregrine Fund, Boise, ID.

Les populations de rapaces du Nord vont-elles s'effondrer de nouveau?

D. Mossop, Biodiversity Assessment and Monitoring Project, Collège du Yukon, Whitehorse (Yukon) Y1A 5H5, dmossop@yukoncollege.yk.ca

Perchés comme ils le sont au sommet de la chaîne alimentaire, les oiseaux de proie sont reconnus comme des indicateurs puissants de la santé des écosystèmes. La chute du Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) pendant les années 1960 est l'élément qui a lancé la surveillance des populations de plusieurs espèces de rapaces, si bien qu'il existe maintenant de précieuses bases de données à long terme en plusieurs endroits dans l'ensemble du Canada. Au Yukon, le Collège du Yukon maintient, dans le cadre de son projet de surveillance et d'évaluation de la biodiversité, une série d'une trentaine d'années de données démographiques portant sur cinq espèces clés de rapaces.

Les populations de Faucons pèlerins qui nichent au Yukon font l'objet d'un relevé tous les cinq ans, en partie pour satisfaire aux stipulations du plan de rétablissement du Faucon pèlerin du Canada (Bromley et coll., 1988) en ce qui concerne la surveillance nationale. En 2000, les données de ce relevé indiquaient que la productivité « s'effondrait » peut-être (Mossop, 2000). Un relevé de suivi a donc été effectué en 2001 sur un sous-ensemble du relevé comprenant tout le territoire. Il s'agissait de faire une seule visite approfondie de sites de nidification situés au cœur des populations les mieux connues, dans l'espoir que des données plus détaillées permettent de comprendre davantage les incidences environnementales sur la productivité pouvant ne pas être parfaitement évidentes à partir du relevé plus général.

Les observations de 2001 correspondaient de très près à celles de 2000 (tableau 13) : 20 p. 100 environ des sites ayant aucune preuve d'adultes reproducteurs. Le taux d'occupation est inférieur d'à peu près 6 p. 100 à la moyenne à long terme. La production de petits est inquiétante également. Comme en 2000, il n'y avait pas de petits dans environ 60 p. 100 de tous les sites, et seulement 50 p. 100 des sites occupés par un couple reproducteur étaient productifs (c.-à-d., avaient des oisillons approximativement d'un âge à s'envoler; figure 32).

Les résultats préliminaires montrent qu'il existe une corrélation avec l'« âge » du site. Il semble que ce sont les sites utilisés depuis le plus longtemps (et peut-être les couples qui les utilisent) qui ont des problèmes de productivité. Si les adultes âgés sont touchés, cela pourrait signifier qu'un contaminant chimique s'accumule dans leur organisme et soulever le spectre du désastre des années 1960. Une constatation secondaire a trait à l'âge des petits dans les nids. Bien que cette conclusion repose sur de petits échantillons, il semble que les dates de nidification sont plus tardives qu'à l'habitude et que les jeunes les moins en santé se trouvent dans les nids où la date d'éclosion est très tardive. La surveillance devrait nous permettre, dans l'avenir, d'éclaircir ce point.

Tableau 13. Résumé, le relevé de 2001 sur les Faucons pèlerins, territoire du Yukon.

Sous-population	année	nombre vérifié	nombre occupé	nombre productif	oisillons par couple productif
rivière Yukon	2001	47	37 (77%)	17 (35.4%)	2.6 ± 0.9
	2000	53	43 (81%)	22 (41.5%)	3.1± 1.0
rivière Peel	2001	9	7 (80%)	5 (62%)	3
(la région de Peel)	2000	31	22 (70%)	12 (38%)	1.2 ± 0.6
TOTAL	2001	56	44 (80%)	22 (60%)	2.6±0.9
	2000	84	65 (77%)	34 (41%)	2.3 ± 1.5

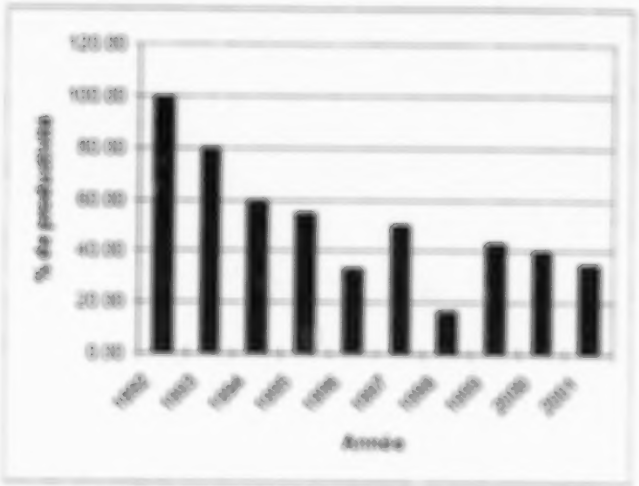


Figure 3.2. Déclin apparent de la productivité (pourcentage de couples vérifiés qui ont des oisillons approximativement d'un âge à s'envoler) des Faucons pèlerins du Yukon au cours des dix dernières années.

Bien que la production globale de la population de Faucons pèlerins du Yukon ne subisse peut-être pas d'« effondrement » catastrophique, il y a d'autres signes troublants. Mentionnons, en tout premier lieu, les constatations d'autres personnes qui surveillent le Faucon pèlerin, *anatum* à la limite septentrionale de son aire de répartition. Au Labrador, les relevés semblent indiquer un déclin de près de 80 p. 100 au cours des trois dernières années (Brazil, 2003). Au Yukon, l'occupation des nicheurs par le Crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*) a connu un déclin de 80 p. 100 au cours des cinq dernières années. Cela signifie peut-être que nous devons nous inquiéter des rapaces en général.

En raison de ces signes avant-coureurs, il est essentiel de poursuivre la surveillance. Le relevé de 2003 a été mené parce que l'expérience antérieure a prouvé que le Faucon pèlerin nous avertit de façon précoce de la contamination environnementale (Mossop, 2003). Les preuves de son aptitude à servir d'indicateur en ce qui concerne des questions telles que le changement climatique sont aussi solides. Compte tenu de l'excellente base de données à long terme qui existe pour cette espèce, on insiste fortement au Yukon pour que la surveillance de son rendement se poursuive et pour que cette recherche soit confiée à des étudiants de deuxième et de troisième cycles. Le Collège du Yukon et l'Université du Nord de la C.-B. ont formé un partenariat pour que ce travail commence. ◆

Références

Brazil, J. 2003. *The 2003 peregrine falcon (Falco peregrinus) survey in interior Labrador*. Inland Fish and Wildlife Division de Terre-Neuve et Labrador - rapport pour le Canadian Peregrine Falcon Recovery Team, Halifax, 2003.

Bromley, R., R. Fyfe, G. Dickson, G.L. Holroyd, D. Mossop, B. Munro, R. Nero, C. Shank et T. Wiens. 1998. *Plan de rétablissement du Faucon pèlerin, anatum. Plan national de rétablissement no 3*. Rétablissement des espèces canadiennes en péril, publié en vertu de l'autorisation du ministre de l'Environnement, Service canadien de la faune, 43 p.

Mossop, D. 2000. *Population status of the Peregrine Falcon in the Yukon Territory, 2000*. Northern Research Institute, Yukon College, Whitehorse, 26 pp.

Mossop, D. 2003. *Investigation of declining productivity in Yukon Peregrine Falcon, preparation*, février 2003.

Aperçu du rétablissement et des tendances chez le Faucon pèlerin de la baie de Fundy

Diane L. Amirault, SCF – Région de l'Atlantique, Sackville (Nouveau-Brunswick) E4L 1G6,
Diane.Amirault@ec.gc.ca

Les données relatives à l'abondance historique des Faucons pèlerins dans la baie de Fundy sont tout au plus incomplètes. Selon un compte rendu historique sur le Faucon pèlerin dans les Maritimes (Stocek et Pearce, 1978), ce faucon n'a jamais été une espèce nicheuse commune dans les Maritimes. Ce document décrivait les observations, publiées ou non, de 13 aires de nidification, la plupart desquelles se trouvaient au fond de baie de Fundy. Il est tentant d'estimer la population nicheuse historique à 13 couples. Toutefois, ce nombre ne représente vraisemblablement pas la véritable population nicheuse, puisqu'il n'y a pas assez d'éléments probants pour confirmer que tous les sites étaient actifs une année donnée. La population peut avoir connu un creux, par suite de la chasse et du harcèlement au moment où les premières estimations ont été faites. Il est aussi prouvé aussi que de jeunes Faucons pèlerins ont été pris des nids afin d'être utilisés en fauconnerie (M. Elderkin, comm. pers.).

Il est évident que la disparition généralisée du Faucon pèlerin dans toute son aire de reproduction s'est étendue aussi à la baie de Fundy. Le dernier couple nicheur, avant la disparition de ce faucon de la région, a été observé à Cape d'Or, en Nouvelle-Écosse, en 1953 (Sam et coll., 1994). Après 1953, les observations de Faucons pèlerins se sont limitées à des individus de passage, vus pendant la migration. Le nombre de Faucons pèlerins de

Tableau 14. Nombre de jeunes Faucons pèlerins qui ont graduellement été mis en liberté dans la baie de Fundy (de 1982 à 1991).

Site	Nombre d'oisillons mis en liberté
Nouveau-Brunswick	
Parc national Fundy	55
Quaco Head	14
Nouvelle-Écosse	
Cape d'Or	34
Parc provincial Blomidon	37
Parc provincial Five Islands	38
Total	178

passage signalés annuellement entre 1964 et 1975 allait de 1 à 24 (Stocek et Pearce, 1978).

Le premier relevé coordonné visant à déterminer le niveau de la population au Canada a été organisé en 1970 (Holroyd et Banasch, 1996). Depuis lors, on a répété les relevés tous les cinq ans afin de déterminer les tendances. Outre les relevés aux cinq ans, des activités annuelles effectuées à divers sites de nidification connus ont permis de confirmer la présence d'adultes nicheurs et de déterminer la productivité (c.-à-d. le nombre de petits qui prennent leur envol par couple). Le Department of Natural Resources de la Nouvelle-Écosse a régulièrement cherché de nouveaux sites de nidification. L'Agence Parcs Canada (parc national Fundy) et le ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick ont également contribué à la collecte d'information sur le Faucon pèlerin de la baie de Fundy, ainsi qu'à sa surveillance et à sa conservation. Les observations de naturalistes s'ajoutent à l'information compilée et fournissent une image plus complète du rétablissement progressif de cette espèce dans la région. Lorsque des couples nicheurs sont observés, cette information est vérifiée.

Les trois premiers relevés, effectués en 1970, en 1975 et en 1980, ont confirmé que le Faucon pèlerin ne nichait plus dans les habitats éventuels de la baie de Fundy. Peu après que l'utilisation du DDT a été interdite à la fin des années 1960 et au début des années 1970 (Baril et coll., 1989), un programme de mise en liberté de Faucons pèlerins, visant à réintroduire cet oiseau dans les régions du Canada d'où il était disparu, a été mis sur pied. Le programme de réintroduction de la baie de Fundy a été établi en 1982 et, en neuf ans (de 1982 à 1991), 178 jeunes Faucons, au total, ont graduellement été mis en liberté dans cinq sites en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick (tableau 14).

Le programme de mise en liberté de Faucons pèlerins dans la baie de Fundy a connu un succès très réjouissant. Dès 1985, des couples territoriaux ont été observés dans un habitat de nidification convenable; tous ces individus avaient la bague de métal rouge des oiseaux élevés en captivité puis mis en liberté. La première nidification et production de jeunes attestée à la suite du programme de mise en liberté s'est produite en 1989, année où trois couples ont niché au Nouveau-Brunswick et produit cinq petits. Depuis lors, la population de Faucons pèlerins de la baie de Fundy présente des caractéristiques qui sont celles d'une population bien rétablie. Les oiseaux portant une bague rouge ont été naturellement remplacés par des individus sans bague, ce qui indique que la population est viable sans qu'il soit nécessaire de mettre en liberté des oiseaux élevés en captivité. Les données sur la productivité provenant de la surveillance des nids et des observations de naturalistes indiquent que, presque toutes les années, le nombre de jeunes produits par couple territorial a dépassé le taux de 1,0 à 1,5 estimé nécessaire pour qu'une population stable se maintienne (Newton, 1979 dans Holroyd et Banasch, 1996). Entre 1989 et 2001, au moins 163 jeunes Faucons pèlerins ont pris leur envol. Nous disposons aussi de renseignements selon lesquels les produits chimiques toxiques dans l'environnement ne constituent plus un danger pour les Faucons pèlerins de la baie de Fundy. Des œufs pourris, non éclos, ont été pris en deux endroits au Nouveau-Brunswick à des fins d'analyses, et ces œufs contenaient relativement pas de contaminants qui causent l'échec de la reproduction (L. Shutt, données inédites).

Les cibles du rétablissement de la population pour la zone 1, qui inclut les Maritimes et des parties du Québec et du Labrador

Tableau 15. Nombre total de couples territoriaux dans la baie de Fundy entre 1970 et 2000 pendant les années où il y a eu des relevés dans l'ensemble du pays.

	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000
Nouveau-Brunswick	0	0	0	1	7	5	5
Nouvelle-Écosse	0	0	0	0	0	1	5
Total	0	0	0	1	7	6	10

Tableau 14. Nombre de jeunes Faucons pèlerins qui ont graduellement été mis en liberté dans la baie de Fundy (de 1982 à 1991).

Site	Nombre d'oisillons mis en liberté
Nouveau-Brunswick	
Parc national Fundy	55
Quaco Head	14
Nouvelle-Écosse	
Cape d'Or	34
Parc provincial Blomidon	37
Parc provincial Five Islands	38
Total	178

passage signalés annuellement entre 1964 et 1975 allait de 1 à 24 (Stocek et Pearce, 1978).

Le premier relevé coordonné visant à déterminer le niveau de la population au Canada a été organisé en 1970 (Holroyd et Banasch, 1996). Depuis lors, on a répété les relevés tous les cinq ans afin de déterminer les tendances. Outre les relevés aux cinq ans, des activités annuelles effectuées à divers sites de nidification connus ont permis de confirmer la présence d'adultes nicheurs et de déterminer la productivité (c.-à-d. le nombre de petits qui prennent leur envol par couple). Le Department of Natural Resources de la Nouvelle-Écosse a régulièrement cherché de nouveaux sites de nidification. L'Agence Parcs Canada (parc national Fundy) et le ministère des Ressources naturelles et de l'Énergie du Nouveau-Brunswick ont également contribué à la collecte d'information sur le Faucon pèlerin de la baie de Fundy, ainsi qu'à sa surveillance et à sa conservation. Les observations de naturalistes s'ajoutent à l'information compilée et fournissent une image plus complète du rétablissement progressif de cette espèce dans la région. Lorsque des couples nicheurs sont observés, cette information est vérifiée.

Les trois premiers relevés, effectués en 1970, en 1975 et en 1980, ont confirmé que le Faucon pèlerin ne nichait plus dans les habitats éventuels de la baie de Fundy. Peu après que l'utilisation du DDT a été interdite à la fin des années 1960 et au début des années 1970 (Baril et coll., 1989), un programme de mise en liberté de Faucons pèlerins, visant à réintroduire cet oiseau dans les régions du Canada d'où il était disparu, a été mis sur pied. Le programme de réintroduction de la baie de Fundy a été établi en 1982 et, en neuf ans (de 1982 à 1991), 178 jeunes Faucons, au total, ont graduellement été mis en liberté dans cinq sites en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick (tableau 14).

Le programme de mise en liberté de Faucons pèlerins dans la baie de Fundy a connu un succès très réjouissant. Dès 1985, des couples territoriaux ont été observés dans un habitat de nidification convenable; tous ces individus avaient la bague de métal rouge des oiseaux élevés en captivité puis mis en liberté. La première nidification et production de jeunes attestée à la suite du programme de mise en liberté s'est produite en 1989, année où trois couples ont niché au Nouveau-Brunswick et produit cinq petits. Depuis lors, la population de Faucons pèlerins de la baie de Fundy présente des caractéristiques qui sont celles d'une population bien rétablie. Les oiseaux portant une bague rouge ont été naturellement remplacés par des individus sans bague, ce qui indique que la population est viable sans qu'il soit nécessaire de mettre en liberté des oiseaux élevés en captivité. Les données sur la productivité provenant de la surveillance des nids et des observations de naturalistes indiquent que, presque toutes les années, le nombre de jeunes produits par couple territorial a dépassé le taux de 1,0 à 1,5 estimé nécessaire pour qu'une population stable se maintienne (Newton, 1979 dans Holroyd et Banasch, 1996). Entre 1989 et 2001, au moins 163 jeunes Faucons pèlerins ont pris leur envol. Nous disposons aussi de renseignements selon lesquels les produits chimiques toxiques dans l'environnement ne constituent plus un danger pour les Faucons pèlerins de la baie de Fundy. Des œufs pourris, non éclos, ont été pris en deux endroits au Nouveau-Brunswick à des fins d'analyses, et ces œufs contenaient relativement pas de contaminants qui causent l'échec de la reproduction (L. Shutt, données inédites).

Les cibles du rétablissement de la population pour la zone 1, qui inclut les Maritimes et des parties du Québec et du Labrador

Tableau 15. Nombre total de couples territoriaux dans la baie de Fundy entre 1970 et 2000 pendant les années où il y a eu des relevés dans l'ensemble du pays.

	1970	1975	1980	1985	1990	1995	2000
Nouveau-Brunswick	0	0	0	1	7	5	5
Nouvelle-Écosse	0	0	0	0	0	1	5
Total	0	0	0	1	7	6	10

(Erickson et coll., 1988), ont été atteintes en 1990. Le nombre d'individus dépasse maintenant les cibles jugées nécessaires au rétablissement de l'espèce, et a considérablement augmenté entre 1985 et 1990 (tableau 15). En raison de contraintes logistiques, une recherche exhaustive de tout l'habitat connu n'a pas été effectuée pendant le relevé de 1995, et on devrait donc considérer que les résultats indiquent un nombre minimal de couples nicheurs. D'après les dénombrements annuels de la population effectués entre 1990 et 1994, le nombre de couples territoriaux était stable, puis a augmenté entre 1995 et 2000 en conséquence de l'accroissement de la population en Nouvelle-Écosse. La première nidification confirmée en Nouvelle-Écosse s'est produite en 1995.

Le nombre de couples territoriaux de Faucons pèlerins signalés chaque année n'a pas encore atteint un plateau (figure 33). Les relevés effectués en 2001 montrent que la population actuelle est de 11 couples territoriaux, le nombre le plus élevé attesté jusqu'à maintenant.

La réussite du rétablissement du Faucon pèlerin est étroitement liée au nombre impressionnant de Bécasseaux semipalmés (*Calidris pusilla*) et d'autres oiseaux de rivage (Hicklin, 1987; Gratto-Trevor, 1992) qui utilisent la baie de Fundy comme aire de rassemblement de la fin de l'été au début de l'automne afin d'accumuler les réserves de graisse qui leur fourniront de l'énergie pour la migration vers le Sud. Des Faucons pèlerins en train de chercher de la nourriture dans les principales aires de repos des oiseaux de rivage sont observés régulièrement en plusieurs endroits du fond de la baie de Fundy (Campbell, 1999).

Il sera intéressant au cours des prochaines années de voir si la population atteint un sommet, et quand, et quel sera ce sommet. La surveillance de la population des Faucons pèlerins de la baie de Fundy se poursuivra, ce qui permettra de confirmer les niveaux de productivité et aussi de déterminer si les mesures de protection sont efficaces et s'il est nécessaire de prendre des mesures de conservation supplémentaires. À l'heure actuelle, les questions de recherche ont trait à l'établissement de la génétique des populations de Faucons pèlerins rétablis, en particulier à l'identification des paramètres génétiques de la sous-espèce *anatum*.

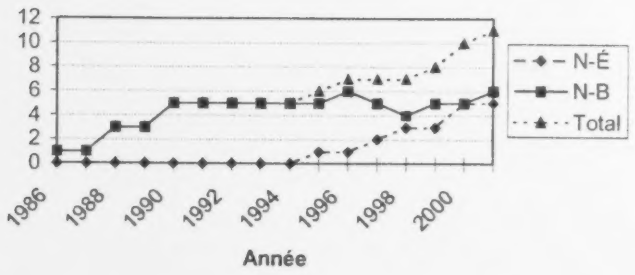


Figure 33. Nombre de couples territoriaux de Faucons pèlerins dans la baie de Fundy, de 1986 à 2001.

Références

Baril, A., J.E. Elliott, J.D. Somers et G. Erickson. 1989. *Contaminants in the prey of Peregrine Falcon in Canada.* Séries de rapports techniques N° 62. Service canadien de la faune, Ottawa.

Campbell, A. 1999. *Predation success of Peregrine Falcons* (Falco peregrinus) *and Merlins* (Falco columbarius) *on the Semipalmated Sandpiper* (Calidris pusilla) *at High and Low Flock densities in the Upper Bay of Fundy.* Unpubl. thèse de B.Sc., Mount Allison University, Sackville, N.-B. 39 pp.

Erickson, G., R. Fyfe, R. Bromley, G.L. Holroyd, D. Mossop, B. Munro, R. Nero, C. Shank et T. Wiens. 1988. *Plan de rétablissement du Faucon pèlerin, anatum.* Plan national de rétablissement no 2, Rétablissement des espèces canadiennes en péril, publié en vertu de l'autorisation du ministre de l'Environnement, Service canadien de la faune, 43 p.

Gratto-Trevor, C.L. 1992. *Semipalmated Sandpiper* (Calidris pusilla) dans « The Birds of North America, No. 6 » (A. Poole, P. Stettenheim, et F. Gill, éds.). The Academy of Natural Sciences, Philadelphie et le American Ornithologists' Union, Washington, DC.

Hicklin, P. W. 1987. *The migration of shorebirds in the Bay of Fundy.* Wilson Bull. 99(4): 540-570.

Holroyd, G.L. et U. Banasch. 1996. *The 1990 Canadian Peregrine Falcon* (Falco peregrinus) *Survey.* J. Raptor Res. 30(3): 145-156.

Sam, D., S. Boates, P. Austin-Smith, B. Johnson et G. Dickie. 1994. *Status of the Peregrine Falcon (anatum) in Nova Scotia: A synopsis of recovery efforts (September, 1994).* Rapport inédit du Nova Scotia Department of Natural Resources. 6 pp.

Stocek, R.F. et P.A. Pearce. 1978. *The peregrine falcon in the Maritime Provinces.* Service canadien de la faune, Wildlife Toxicology Division. Manuscript Reports No. 36. 10 pp.

Liste des programmes d'ornithologie fondés sur le bénévolat au Canada

Cette liste inclue seulement les programmes dont l'objet est de préciser l'abondance des espèces et les tendances des population. Si vous désirez une liste plus complète des programmes de surveillance des oiseaux terrestres, veuillez consulter le document « Une stratégie nationale de surveillance des oiseaux terrestres » dont vous pouvez obtenir un exemplaire en vous adressant à : Division des populations d'oiseaux migrateurs, Centre national de la recherche faunique, SCF-Carleton University, Environnement Canada, Ottawa K1A 0H3; téléphone (613) 998-0490; télécopieur (613) 998-0458; courrier électronique Connie.Downes@ec.gc.ca.

Études concernant la répartition

Baguage
Bureau de baguage,
Centre national de la recherche faunique,
Service canadien de la faune, Carleton University
Ottawa, ON K1A 0H3
tél (613) 998-0524, fax (613) 998-0458
c. élec. : bbo_cws@ec.gc.ca
http://www.cws-scf.ec.gc.ca/nwrc-cnrf/index_f.cfm

Études portant sur l'abondance et les tendances des populations

Recensement des oiseaux nicheurs (BBS)

Division des populations d'oiseaux migrateurs,
Centre national de la recherche faunique
Service canadien de la faune, Carleton University
Ottawa, ON K1A 0H3
tél (613) 998-0490, fax (613) 998-0458
c. élec. : Connie.Downes@ec.gc.ca
http://www.cws-scf.ec.gc.ca/nwrc-cnrf/migb/01_1_2_f.cfm

Inventaire canadien des huarts à collier
Études d'oiseaux Canada
C.P. 160
Port Rowan, ON N0E 1M0
tél (519) 586-3531, fax (519) 586-3532
c. élec. : aqsurvey@bsc-eoc.org
http://www.bsc-eoc.org/cllsmain.html

Programmes de liste-observations
Alberta Bird Survey Checklist.
Federation of Alberta Naturalists
C.P. 1472
Edmonton, AB T5J 2N5
tél (780) 453-8629
info@fanweb.ca
http://www.fanweb.ca/

Relevé des oiseaux de Territories du Nord-Ouest/Nunavut
Service canadien de la faune
5204, 50e Avenue, bureau 301
Yellowknife (T.N.-O), X1A 1E2
tél (867) 669-4771, fax (867) 873-8185
c. élec. : NWTChecklist@ec.gc.ca
http://www.mb.ec.gc.ca/nature/migratorybirds/nwtbcs/index.fr.html

Étude des Populations d'Oiseaux du Québec (ÉPOQ).
Jacques Larivée
ÉPOQ
194 Ouellet
Rimouski, PQ G5L 4R5
tél (418) 723-1880 (B); (418) 722-6509 (M)
c. élec. : jacques.larive@cgocable.ca
http://www.oiseauxqc.org/epoq.html

Recensement des oiseaux de Noël (RON)
Contactez auprès du club d'ornithologues local pour obtenir le nom du coordonnateur du relevé pour votre secteur, ou écrivez à l'adresse suivante :

Geoff LeBaron
National Audubon Society
700 Broadway
New York, NY 10003
tél (212) 979-3000
c. élec. : glebaron@audubon.org
http://birdsource.cornell.edu/cbc/

Programme de surveillance des oiseaux forestiers (PSOF)
Service canadien de la faune
Région de l'Ontario
49 Camelot Drive
Nepean, ON K1A 0H3
tél (613) 941-5913, (613) 952-9027
c. élec. : FBMP@ec.gc.ca
http://www.on.ec.gc.ca/wildlife/wild-watchers/watchers99-e.html#fbmp

BC Coastal Waterbird Surveys
Jeanne Roy, Études d'oiseaux Canada
5421 Robertson Road, R.R. # 1
Delta, BC V4K 3N2
tel (604) 940-4696 fax (604) 946-7022
1-877-349-2473 (toll free)
c. élec. : Jeanne.Roy@ec.gc.ca

Recensement des buses
Hawk Migration Association of North America
Mike Street
73 Hatton Drive.
Ancaster ON L9G 2H5
tel (905) 648-3737 (les soirées)
c. élec. : Mikestreet@hwcn.org
http://www.hmana.org

Hawkwatches.
(i) Ontario:
Peninsule de Bruce
Mark Wiercinski
Box 9
Heathcote, ON N0H 1N0
tél (519) 599-3322

Raptor Watch du Région du Grand Toronto
(du 1er sept. au dec.)
(High Park)
John Barker
27 Horizon Crescent,
Scarborough, ON M1T 2G2
tél (416) 291-1598

Doug Lockrey, coordonnateur Marais Cranberry
lockrey33@rogers.com
http://www.gtrw.ca/hp/site.htm

Hawk Cliff (du 1er sept au 30 nov.)
Hawk Cliff Foundation
P.O. Box 11
Port Stanley, ON N5L 1J4
tél (519) 782-4152
c. élec. : Shayredmond@rogers.com
http://www.ezlink.on.ca/~thebrowns/HawkCliff/index.htm

Holiday Beach (du 1er sept au - 30 nov.).
Bob Hall-Brooks, président
tél (519) 972-5736
c. élec. : bhall-brooks@cogeco.ca
http://www.hbmo.org

ou Bev Wannick, Vice-président canadien
c. élec. : bwannick@erca.org

Peninsule du Niagara (du 1er mars au 15 mai)
Mike Street
73 Hatton Drive
Ancaster, ON L9G 2H5
tél (905) 648-3737 (les soirées)
c. élec. : Mikestreet@hwcn.org
http://www.hwcn.org/link/niaghawk/index.html

(ii) Alberta:
Calgary Hawkwatch
Wayne Smith
8220 Elbow Drive
Calgary, AB T2V 1K4
tél (403) 255-0052

Alberta Hawkwatch
Peter Sherrington
Eagle Monitoring
R.R. 2
Cochrane, AB T0L 0W0
tél (403) 932-5183

Relevé des oiseaux de rivage des Maritimes
Peter Hicklin
Service canadien de la faune, Région de l'Atlantique
C.P. 6227
Sackville, NB E4L 1G6
tél (506) 364-5042, fax (506) 364-5062,
c. élec. : Peter.Hicklin@ec.gc.ca

Marsh Monitoring Program.
Études d'oiseaux Canada
C.P. 160
Port Rowan, ON N0E 1M0
tél (519) 586-3531, fax (519) 586-3532
c. élec. : aqsurvey@bsc-eoc.org
http://www.bsc-eoc.org/mmpmain.html

Migration Monitoring Program (MMP)
Études d'oiseaux Canada
C.P. 160
Port Rowan, ON N0E 1M0
tél (519) 586-3531, fax (519) 586-3532
c. élec. : generalinfo@bsc-eoc.org
http://www.bsc-eoc.org/national/cmmn.html

Surveillance des migrations / Stations de baguage:

Rocky Point
David Allinson
3472 Sunheights Drive,
Victoria, BC V9C 3P7
(250) 480_9433 (W); (250) 478-0493 (H)
c. élec. : goshawk@pacificcoast.net
http://www.islandnet.com/~rpbo/

Vaseux Lake
Dick Cannings
1330 Debeck Road
S11, C96, R. R. # 1
Naramata, C-B V0H 1N0
tél (250) 496-4049
c. élec. : dickcannings@shaw.ca

Mackenzie Nature Observatory
Vi Lambie ou Cheryl Freeman
a/s MacKenzie Nature Observatory
C.P. 1598
Mackenzie, BC V0J 2C0
tél Vi (250) 997-6876(H)
c. élec. : lambie@uniserve.com *ou*
tél Cheryl (250) 997-6927 (H)
c. élec. :peeka@uniserve.com

Lesser Slave Lake Bird Observatory
C.P. 1076
Slave Lake, AB T0G 2A0
tél (780) 849-7117, cell (780)805-1355
fax (780) 849-7122
c. élec. : birds@lslbo.org
http://www.lslbo.org

Beaverhill Bird Observatory
C.P. 1418
Edmonton, AB T5J 2N5
tél (780) 430-1694 (H)
c. élec. :charles@ualberta.ca
http://www.beaverhillbirds.com/

Inglewood Bird Sanctuary
Doug Collister
3426 Lane Cr. SW
Calgary, AB T3E 5X2
tel (403) 240-1635 (H); (403) 246-2697 (W)
fax (403) 246-2697, email: collis@telusplanet.net

Last Mountain Bird Observatory
Al Smith, Service canadien de la faune
Région des prairies et du nord
115 Perimeter Rd.
Saskatoon, SK S7N 0X4
tél (306) 975-4091 (W); fax (306) 975-4089
c. élec. : Alan.Smith@ec.gc.ca
http://www.naturesask/lmbo.html

Delta Marsh Bird Observatory
Heidi den Haan
R.R. 1, Box 1
Portage la Prairie, MB R1N 3A1
tél (204) 239-4287; fax (204) 239-5950
c. élec. : hdenhaan@dmbo.org
http://www.dmbo.org

Thunder Cape Bird Observatory
Nick Escott
133 South Hill St..
Thunder Bay, ON P7B 3T9
tél (807) 345-7122 (H)
c. élec. : ngescott@shaw.ca
http://tbfn.org/tcbotbfn.htm

Whitefish Point Bird Observatory
Jeanette Morss, WPBO
16914 N. Whitefish Point Rd.
Paradise, MI 49768
tél (906) 492-3596; fax (906) 492-3954
c. élec. : warbler@jamadots.com
http://www.wpbo.org

Long Point Bird Observatory
Coordonnateur des programmes des oiseaux terrestres
Études d'oiseaux Canada
C.P. 160
Port Rowan, ON N0E 1M0
tél (519) 586-3531, fax (519) 586-3532
c. élec. : lpbo@bsc-eoc.org
www.bsc-eoc.org/lpbovol.html

Haldimand Bird Observatory
John Miles
tél (519) 587-5223 (H), c. élec. : miles@kwic.com
http://www.geocities.com/haldimandbirdobservatory

Toronto Bird Observatory
Lori Nichols
Box 439, 253 College St.,
Toronto, ON M5T 1R5
tél 416-604-8843 (H)
c. élec. : nkhsin@netrover.com.

Prince Edward Point Bird Observatory
Eric Machell
P.O. Box 2
Delhi, ON N4B 2W8
tél (519) 582-4738 (H)
c. élec. : peptbo@rogers.com
http://www.peptbo.ca

Innis Point Bird Observatory
Bill Petrie (président)
P.O. Box 72137, North Kanata Station
Ottawa, ON K2K 2P4
tél (613) 820-8434 (H)
c. élec. : wfpetrie@magi.com
http://www.magi.com/~wfpetrie/IPBO.html

Tadoussac
Jacques Ibarzabal
1824 Sainte-Famille
Jonquiere, QC G7X 4Y3
tél (418) 542-2560 (H)
c. élec. : jhawk.ibarzabal@sympatico.ca

Fundy Bird Observatory
Brian Dalzell
62 Bancroft Point
Castalia, NB E5G 3C9
tél (506) 662-8650 (H), fax (506) 662-9804
c. élec. : dalzell@nbnet.nb.ca
http://personal.nbnet.nb.ca/gmwhale/seabirds.htm

Point Lepreau
Jim Wilson
Saint John Naturalists' Club
2 Neck Rd.
Quispamsis, NB E2G 1L3
tél (506) 847-4506 (H); fax (506) 849-0234
c. élec. : jgw@nbnet.nb.ca

Brier Island
Lance Laviolette
R.R. 1
Glen Robertson, ON K0B 1H0
tél (613) 874-2449 (H)
(514) 340-8310 ext. 8495 (W)
c. élec. : lance.laviolette@lmco.com

Atlantic Bird Observatory
Phil Taylor ou Trina Fitzgerald
Dept.of Biology, Acadia University
Wolfville, NS B0P 1X0
tél (902) 585-1313 (W); fax (902) 585-1059
c. élec. : ABO@acadiau.ca
http://landscape.acadiau.ca/abo/index.html

Gros Morne National Park Migration Monitoring Station
Stephen Flemming, Parc national de Gros Morne
P.O. Box 130
Rocky Harbour, NF A0K 4N0
tél (709) 458-2417; fax (709) 458-2059
c. élec. : stephen_flemming@pch.gc.ca

Projet de surveillance de la productivité et de la survie des oiseaux (MAPS)

Baguage normalisé continue pour l'estimation de la taille et de la productivité des populations. Permis de baguage requis. Envergure continentale, mais couvertre réduite. Communiquez avec le groupe de baguage de votre localité, ou:

Bureau de baguage
Centre national de la recherche faunique
Service canadien de la faune, Carleton University
Ottawa, ON K1A 0H3
tél (613) 998-0524 fax (613) 998-0458
c. élec. : bbo_cws@ec.gc.ca, ou

Institute for Bird Populations
P.O. Box 1346, 11435 SR #1, Suite 23
Point Reyes Station, CA 94956
tél (415) 663-1436; fax (415) 663-9482
c. élec. : ddesante@birdpop.org
http://www.birdpop.org/maps.htm

Projet Tournesol

Coordonnateur, Projet Tournesol
Études d'oiseaux Canada
C.P. 160
Port Rowan, ON N0E 1M0
tél (519) 586-3531, fax (519) 586-3532
c. élec. : pfw@bsc-eoc.org

Fichiers de nidification

Compilation de dossiers sur des nids individuels (habitat, taille de la couvée, succès, etc.).

Colombie-Britannique
Wayne Campbell
B.C. Wild Bird Trust
P.O. Box 6218, Stn. C
Victoria, BC V8P 5L5
tél (250) 477-0465

Alberta
Glen Semenchuk
Federation of Alberta Naturalists
11759 Groat Road
Edmonton, AB T5M 3K6
tél (780) 427-8124, fax (780) 422-2663
c. élec. : Fan@fanweb.ca
http://www.fanweb.ca

Saskatchewan
Glenn Sutter
Curator of Ornithology and Human Ecology
Royal Saskatchewan Museum
2340 Albert St.
Regina, stock S4P 3V7
tél (306) 787-2859
c. élec. : gsutter@royalsaskmuseum.ca

Manitoba
Manitoba Museum of Man and Nature
190 Rupert Avenue
Winnipeg, MB R3B 0N2
tél (204) 956-2830, fax (204) 942-3679
c. élec. : info@museummannature.mb.ca

Ontario
George Peck
Royal Ontario Museum
100 Queen's Park Crescent
Toronto, ON M5S 2C6
tél (416) 586-8059; fax (416) 586-5863
c. élec. : onrs@rom.on.ca
http:/birdsontario.org/onrs/onrsmain.html

Québec
Michel Gosselin
Musée canadien de la nature
C.P. 3443, Station D
Ottawa, ON K1P 6P4
tél (613) 566-4291; fax (613) 364-4027
c. élec. : mgosselin@mus-nature.ca

Les Maritimes
A.J. (Tony) Erskine
CWS Atlantic Region
P.O. Box 6227
Sackville, NB E4L 1G6
tel (506) 364-5035, fax (506) 364-5062
email: Tony.Erskine@ec.gc.ca

Terre-Neuve et Labrador
John Maunder
The Newfoundland Museum
Box 8700, Duckworth Street
St. John's, NF A1B 4J6
tél (709) 729-5077
c. élec. : jmaunder@gov.nf.ca

Tendances chez les oiseaux est une publication du Service canadien de la faune, distribuée gratuitement. Veuillez nous aider à conserver notre liste d'envois à jour afin d'économiser nos ressources. *Tendances chez les oiseaux* à pour objet de fournir :

- des commentaires aux bénévoles de relevés ornithologiçues;
- des informations sur les tendances des populations d'oiseaux au Canada;
- une liste de projet ornithologiques faisant appel aux bénévoles du Canada.

À condition que les sources soient citées, le contenu peut être utilisé sans permission. On peut obtenir des renseignements supplémentaires en s'adressant à la Division de la conservation des oiseaux migrateurs, Service canadien de la faune, Ottawa (Ontario) K1A 0H3; téléphone : (819) 953-4390, télécopieur : (819) 994-4445, courrier électronique : Judith.Kennedy@ec.gc.ca

This publication is also available in English under the title *Bird Trends*.

Canada

Environment Canada | Environnement Canada
Canadian Wildlife Service | Service canadien de la faune

Les illustrations sont de Kandyd Szuba de la « Forest raptors and their nests in Central Ontario », Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Southcentral Sciences Section Field Guide FG-03, 1998, Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. Les illustrations de Ellaine M. Dickson et David A. Kirk sont utilisées avec la permission de l'illustrateur.